

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

CLAUDIE GAGNON

INFLUENCE DE LA DURETÉ DE L'EAU SUR L'ACCUMULATION ET
L'ÉLIMINATION DE CADMIUM RÉALISÉES PAR DEUX MOUSSES
AQUATIQUES, *FONTINALIS DALECARLICA* ET *PLATYHYPNIDIUM*
RIPARIOIDES, EN CONDITIONS CONTRÔLÉES.

MAI 1996

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RÉSUMÉ

Cette expérience, en laboratoire, a permis d'analyser les cinétiques d'accumulation et d'élimination de Cd réalisées par *Fontinalis dalecarlica* et *Platyhypnidium riparioides*, deux muscinées indigènes au Québec. Les expositions en Cd étaient de 0 (témoin), 0,8, 2 et 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, concentrations observées en milieu naturel ou contaminé. L'étude a porté sur l'influence de trois duretés de l'eau différentes (10-15, 40-50 et 80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3), à alcalinité constante (80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et pH stable (7,30).

L'accumulation de Cd par les mousses aquatiques a été très rapide et considérable dès les premiers jours d'expérimentation, démontrant le potentiel intégrateur exceptionnel et la sensibilité de ce bioindicateur. L'accumulation de Cd est demeurée quasi linéaire et très marquée.

Les résultats ont démontré que la dureté de l'eau influençait significativement les vitesses d'accumulation de Cd, selon que les mousses étaient dans des eaux très douces ($\approx 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) ou dures ($\approx 90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3). Par ailleurs, en eau douce ($\approx 45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3), les vitesses d'accumulation n'ont généralement pas démontré de différences significatives avec l'un ou l'autre des types d'eau. Ainsi, lors de l'utilisation des mousses aquatiques en tant que bioindicateur *in vivo*, la dureté de l'eau ne constituerait pas un paramètre influent si la différence observée est inférieure à 45 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Toutefois, rappelons que cette étude a porté sur des gammes de dureté inférieures à 100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 .

Des modèles de prédiction de type pas à pas ("Stepwise") ont été utilisés

pour simuler l'accumulation et le relargage de Cd dans les mousses. Le modèle pour l'accumulation a permis d'expliquer 92% de la variance observée; celui pour le relargage explique 71%. Ces modèles, établis à partir de données récoltées *in vitro*, surestiment possiblement l'accumulation ou l'élimination en milieu naturel. Néanmoins, leur utilisation a permis d'expliquer et de mettre en évidence l'influence de paramètres importants. En plus de la concentration de Cd dans l'eau et du facteur temps, le modèle de prédiction de l'accumulation a montré que la dureté de l'eau, en variable interactive, influençait significativement l'accumulation de Cd dans les mousses. Ainsi, en eau dure, les ions Ca^{++} et Mg^{++} jouent un rôle de protection contre le toxique car ils entrent en compétition avec le Cd.

La phase d'élimination a été très lente, la contamination de Cd était encore présente après 28 jours d'élimination. Les mousses ont possiblement un effet mémoire du passage de la contamination, ce qui rend les bryophytes intéressantes pour le suivi des pollutions épisodiques, sporadiques ou accidentelles. Les vitesses d'élimination de Cd chez les mousses aquatiques et le modèle de prédiction n'ont pas été influencés par la dureté de l'eau. Ceci est dû au fait que le relargage se produit par l'inversion d'un gradient de diffusion lorsque le milieu n'est plus contaminé. Dans ce cas, le problème de compétition des ions Ca^{++} et Mg^{++} pour les sites d'absorption ne se pose pas.

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier, en tout premier lieu, mon directeur de recherche, Monsieur Guy Vaillancourt, D.Sc., pour sa disponibilité, son expertise et ses nombreux conseils sans lesquels la réalisation de ce mémoire aurait été impossible. Son assistance m'a permis d'acquérir une méthode de travail enrichissante.

En deuxième lieu, je tiens à remercier Monsieur LeRoy Pazdernik, Ph.D., co-directeur de ce projet. Son expertise, sa disponibilité, sa collaboration et sa rigueur scientifique m'ont servi grandement dans le cheminement de cette maîtrise.

Je voudrais souligner la contribution des nombreux étudiants du département de chimie-biologie sans lesquels, l'échantillonnage et les travaux de laboratoire n'auraient pu être effectués. Je tiens donc à remercier très sincèrement Sébastien Bolté, Martin Dessureault, Éric Dufour, Guillaume Grenier, Dominique Pelletier, Sonia Vadeboncoeur, et plus particulièrement Stéphane Bellemare. J'aimerais souligner la générosité de Madame Monique Lacroix, de Institut Armand-Frappier, qui a mis à ma disposition un spectrophotomètre d'absorption atomique muni d'un four au graphite.

Je remercie Monsieur Antoine Aubin, Ph.D. pour l'assistance soutenue lors du traitement statistique et l'analyse des résultats, ainsi que pour sa contribution à la révision du mémoire.

Cette étude a été réalisée suite à la contribution financière apportée conjointement par le Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEFQ) et l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR). Je tiens à remercier Nancy Bernier, David Berryman et Andrée Gendron, tous du MEFQ, pour les

précieux commentaires sur les recherches. Un remerciement particulier à David Berryman pour la révision du mémoire.

Finalement, je remercie tous les membres du Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques de l'UQTR, pour leur aide et leurs critiques constructives.

TABLE DES MATIÈRES

	page
RÉSUMÉ.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES ANNEXES.....	xii
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 L'utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateur.....	1
1.2 Le cadmium.....	5
1.3 Le rôle de la dureté de l'eau sur l'accumulation des métaux lourds par les bioindicateurs.....	7
2. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE.....	8
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	9
3.1 Origine des mousses utilisées.....	9
3.2 Description et fonctionnement des systèmes expérimentaux.....	9
3.3 Modalités d'exposition.....	10
3.4 Suivi de l'accumulation de Cd par les mousses.....	13
3.5 Échantillonnage et ajustements des concentrations de Cd dans l'eau.....	14

3.6	Physicochimie des milieux étudiés.....	14
3.7	Préparation, minéralisation et dosage des échantillons de mousses.....	15
3.8	Dosages des concentrations de Cd.....	16
3.8.1	Dosages des concentrations de Cd dans les mousses.....	16
3.8.2	Dosages des concentrations de Cd dans l'eau.....	16
3.8.3	Contrôle de qualité.....	17
3.9	Conditions expérimentales spécifiques à la phase d'élimination.....	18
3.10	Traitement des données.....	19
4.	RÉSULTATS.....	24
4.1	Phase d'accumulation.....	24
4.1.1	Physicochimie de l'eau.....	24
4.1.2	Concentration de Cd dans l'eau.....	26
4.1.3	Accumulation de Cd par les mousses aquatiques.....	29
	- Profils d'accumulation.....	29
	- Facteurs d'augmentation des concentrations (FAC) et facteurs de bioconcentration (FB).....	36
	- Vitesses d'accumulation.....	37
	- Modèle d'accumulation.....	39
4.2	Phase d'élimination.....	45
4.2.1	Physicochimie de l'eau.....	45
4.2.2	Concentration de Cd dans l'eau.....	47
4.2.3	Élimination de Cd par les mousses aquatiques.....	50
	- Profils d'élimination.....	50

- Facteurs de contamination résiduelle (FCR) et pourcentages d'élimination (%É).....	51
- Vitesses d'élimination.....	58
- Modèle d'élimination.....	62
5. DISCUSSION.....	64
6. CONCLUSION.....	69
7. RÉFÉRENCES.....	71

LISTE DES TABLEAUX

Tableaux	Page
1. Recommandation pour le Cd total toléré dans des eaux de différentes duretés.....	6
2. Composition du milieu reconstitué.....	12
3. Description des différentes compositions de l'eau de chaque système.....	13
4. Les moyennes (\pm écarts types) des paramètres physicochimiques de l'eau lors de l'accumulation (n=20).....	25
5. La concentration moyenne de Cd (\pm écart type) durant la phase d'accumulation selon la contamination nominale et la dureté (n=60).....	28
6. Facteurs d'augmentation des concentrations (FAC) et facteurs de bioconcentration (FB) selon la contamination de Cd nominale (et mesurée) et le type de dureté pour l'accumulation.....	40
7. Les moyennes (\pm écarts types) des paramètres physicochimiques de l'eau lors de l'élimination (n=45 sauf *n=24).....	46
8. La concentration moyenne de Cd (\pm écart type) durant la phase d'élimination selon l'exposition subie préalablement, la contamination nominale et la dureté (n=44).....	49
9. Facteurs de contamination résiduelle (FCR) et pourcentages d'élimination (%É) pour les deux mousses selon l'exposition subie préalablement (Cd nominal) et le type de dureté pour l'élimination.....	59

LISTE DES FIGURES

Figures	Page
1. Schéma du système expérimental lors de la phase d'accumulation.....	11
2. Concentrations de Cd mesurées lors de la phase d'accumulation pour le système contaminé à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce.....	27
3. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	30
4. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	31
5. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	32
6. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	33
7. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	34
8. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (- \diamond -) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	35
9. Les vitesses d'accumulation de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition au Cd.....	41
10. Les vitesses d'accumulation de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition au Cd.....	42
11. Concentrations de Cd mesurées lors de la phase d'élimination pour le système contaminé à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce.....	48

12. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	52
13. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	53
14. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	54
15. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	55
16. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	56
17. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.....	57
18. Les vitesses d'élimination de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour <i>F. dalecarlica</i> selon l'exposition au Cd.....	60
19. Les vitesses d'élimination de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour <i>P. riparioides</i> selon l'exposition au Cd.....	61

LISTE DES ANNEXES

Annexes	Page
1. Dosages de Cd dans l'eau mesurés par Pluritec Inc. et l'U.Q.T.R.....	80
2. Évolution des concentrations de Cd dans l'eau lors de la phase d'accumulation pour les témoins a) en eau très douce, b) douce, c) dure; systèmes contaminés à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d) en eau très douce, e) douce, f) dure; contaminés à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ g) en eau très douce, h) douce, i) dure; contaminés à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ j) en eau très douce, k) douce, l) dure; réplicat à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ m) en eau très douce, n) douce, o) dure.....	83
3. Tests de covariance pour <i>F. dalecarlica</i> afin de comparer les vitesses d'accumulation de Cd (n=2).....	85
4. Tests de covariance pour <i>P. riparioides</i> afin de comparer les vitesses d'accumulation de Cd (n=2).....	86
5. Évolution des concentrations de Cd dans l'eau lors de l'élimination pour les témoins a) en eau très douce, b) douce, c) dure; systèmes contaminés auparavant à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d) en eau très douce, e) douce, f) dure; contaminés auparavant à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ g) en eau très douce, h) douce, i) dure; contaminés auparavant à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ j) en eau très douce, k) douce, l) dure; réplicat de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ m) en eau très douce, n) douce, o) dure.....	87
6. Tests de covariance pour <i>F. dalecarlica</i> afin de comparer les vitesses d'élimination de Cd (n=2).....	89
7. Tests de covariance pour <i>P. riparioides</i> afin de comparer les vitesses d'élimination de Cd (n=2).....	90
8. Sommaire expérimental.....	91

1. INTRODUCTION

1.1 L'utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateur

Depuis quelques décennies, les autorités publiques responsables de la protection de l'environnement s'intéressent aux problèmes causés par les rejets de métaux lourds dans les cours d'eau. L'industrialisation, l'agriculture intensive et l'urbanisation entraînent des déversements croissants de métaux dans le milieu aquatique. Pour connaître la nature de ce problème, il importe d'utiliser des dispositifs de mesure qui permettent d'obtenir le maximum d'informations sur la contamination des sites d'intérêt, tout en demeurant simple d'utilisation (André et Lascombe, 1987).

La mesure des métaux dans les échantillons d'eau pose des problèmes bien connus. En effet, les concentrations de métaux dans l'eau présentent une grande variabilité spatiale et temporelle, de plus, elles sont souvent trop faibles pour être mesurées mais suffisantes pour porter atteinte au milieu ou aux usages. Lorsque les concentrations sont suffisamment élevées, les mesures effectuées dans l'eau ont l'avantage d'être directement utilisables pour les comparaisons aux critères de qualité de l'eau relatifs à certains usages, tels l'approvisionnement en eau potable ou l'exploitation des ressources halieutiques.

Pour résoudre les problèmes rencontrés lors des mesures des métaux dans l'eau, de nombreux auteurs ont suggéré d'effectuer les mesures dans une autre composante du milieu, ayant la faculté de concentrer les contaminants. Les bioindicateurs accumulent les substances toxiques et reflètent ainsi leur présence dans l'environnement. Les mesures réalisées dans les bioindicateurs ont les avantages suivants, comparativement à celles faites directement sur l'eau:

- Elles indiquent ce qui est bioaccumulable;
- pour certaines substances bioaccumulables, elles constituent une solution au problème de la limite de détection des appareils d'analyse;
- elles diminuent la variabilité temporelle des données en fournissant une information représentative d'une plus longue période de temps (Berryman, 1990).

L'utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateur s'est généralisée dans le réseau de suivi de la qualité de l'eau en France (Mouvet, 1980, 1983). Ces plantes ont été grandement utilisées comme bioindicateurs dans le cadre du contrôle des rejets radioactifs (Hébrard *et al.*, 1968; Hébrard *et al.*, 1972; Foulquier *et al.*, 1987; Baudin *et al.*, 1991; Foulquier et Baudin-Jaulent, 1991), pour des substances organochlorées (Mouvet *et al.*, 1985, 1988, 1993; Berryman, 1991), ainsi que dans de nombreux travaux liés au domaine de la pollution de l'eau par les métaux lourds (Brown et Becket, 1985; Mouvet, 1986, 1987; Mouvet *et al.*, 1986a, 1986b, 1986c; Sigwalt, 1986; André et Lascombe, 1987; Gignac, 1987; Jackson *et al.*, 1991; Claveri, 1995).

De fait, tous les bioindicateurs ont des caractéristiques propres qui déterminent leurs conditions d'utilisation. Par exemple, alors que les mousses aquatiques intègrent rapidement les toxiques et représentent bien les variations à court terme, les mollusques ont une accumulation plus lente (Tessier *et al.*, 1992, 1994, 1995; Vaillancourt et Lachance, 1994) et ils présentent des atouts pour l'examen de la pollution chronique. Plusieurs chercheurs prônent la

complémentarité de ces deux types de bioindicateurs (Mersch et Johansson, 1993; Mersch et Pihan, 1993; Mersch *et al.*, 1993a, 1993b).

L'état actuel des connaissances sur la flore des muscinées du Québec ne permet pas de dresser un portrait suffisamment documenté de la diversité et de la répartition des mousses le long du Saint-Laurent (Gratton et Dubreuil, 1990). Par contre, cette flore semble abondante. En effet, près de 310 espèces de mousses terrestres et aquatiques ont été répertoriées dans la région du golfe Saint-Laurent (Belland et Favreau, 1987). Basé sur nos expériences personnelles, ces plantes sont bien distribuées dans la Réserve Faunique Mastigouche.

Parmi les différents bioindicateurs animaux et végétaux, les mousses aquatiques répondent le mieux aux critères exigibles à l'obtention d'une bonne information sur la contamination métallique des cours d'eau (André et Lascombe, 1987). Leur utilisation comporte plusieurs avantages:

- Les mousses constituent un indicateur très performant parmi les bioindicateurs usuels retenus (Berryman, 1991; Gagnon et Vaillancourt, 1993; Samson *et al.*, 1994, 1995; Samson, 1995; Gagnon *et al.*, 1995);
- elles sont pérennes (Mouvet, 1983; Shacklette, 1984; André et Lascombe, 1987);
- elles sont ubiquistes (Mouvet, 1983; André et Lascombe, 1987);
- elles vivent sédentairement (Mouvet *et al.*, 1985; André et Lascombe, 1987; Berryman, 1990);

- elles ont une morphologie simple (Mouvet *et al.*, 1985; André et Lascombe, 1987);
- elles sont d'un prélèvement facile, rapide et ne nécessitant aucun équipement sophistiqué (Mouvet, 1983, 1987; Mouvet *et al.*, 1985);
- elles offrent la possibilité de transfert de mousses allochtones pour pallier l'absence éventuelle de mousses autochtones ou simplement pour mieux maîtriser la période d'intégration (Mouvet, 1986; André et Lascombe, 1987; Berryman, 1990);
- leurs concentrations en métaux reflètent le niveau de contamination de l'eau (Mouvet, 1983, 1986, 1987);
- leurs facteurs d'accumulation sont très élevés (Mouvet, 1983, 1986; André et Lascombe, 1987; Gagnon *et al.*, 1995; Samson *et al.*, 1995; Samson, 1995);
- très résistantes aux toxiques, elles sont présentes dans des milieux hautement dégradés (Mouvet, 1983, 1986; Berryman, 1990);
- elles indiquent bien la localisation des sources de pollution (Mouvet *et al.*, 1985; Mouvet, 1986);
- parce qu'elles accumulent les métaux plus vite qu'elles ne les relarguent, les mousses aquatiques sont très utiles pour les études concernant les pollutions épisodiques, sporadiques ou accidentelles (Mersch *et al.*, 1993b; Mersch et Johansson, 1993; Mouvet *et al.*, 1993; Claveri *et al.*, 1994).

L'étude porte sur deux bryophytes largement distribuées au Québec, *Fontinalis dalecarlica* Schimp *ex.* B.S.G. et *Platyhypnidium riparioides* (Hedw.)

Dix. L'espèce *F. dalecarlica* est une mousse pérenne à reproduction principalement asexuée (Glime, 1982), retrouvée dans des cours d'eau où le courant est relativement élevé. Elle est largement répartie au Québec et comme elle est de grande dimension, son utilisation en est facilitée (Berryman, 1991). Quant à *P. riparioides*, elle vit principalement dans les petits cours d'eau et cascades du Québec où elle colonise le dessus des roches calcaires (Crum et Anderson, 1981). Elle montre une très grande résistance aux polluants et possède forte endurance en ce qui concerne la fréquence d'émersion prolongée (Empain, 1973, 1974, 1978). Elle est aussi connue sous les noms de *Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) C. Jens; *Eurhynchium riparioides* (Hedw.) Rich; *Eurhynchium rusciforme* (Br; Eur.) Milde.

1.2 Le cadmium

Le Cd a été retenu pour cette étude car c'est un métal très toxique et il n'a pas de fonction biologique connue (Robinson et Ryan, 1986; Goulet et Laliberté, 1982; Lymburner, 1974; Mersch, 1993; Wright et Welbourn, 1994). Il peut facilement bouleverser l'action normale des enzymes des plantes par son affinité pour certains sites d'échanges, surtout ceux contenant des groupements sulfhydryles (Conseil National de Recherches du Canada, 1979). De plus, en raison de sa ressemblance avec le zinc, cation bivalent essentiel, le Cd peut entraver plusieurs processus majeurs du métabolisme des plantes nécessitant le Zn (Conseil National de Recherches du Canada, 1979).

Le Cd est présent naturellement dans la couche terrestre, son abondance se situe entre 0,1 et 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Lymburner, 1974). En milieu naturel, le Cd se retrouve communément sous forme de sulfures, le greenockite (CdS) et est généralement

associé aux minerais de sulfure de zinc (ex. sphalerite) (Goulet et Laliberté, 1982). Il est principalement utilisé pour l'électroplacage comme pigment ou alliage, dans les piles électriques (Ni-Cd), les céramiques, les explosifs, les réacteurs nucléaires, les fongicides ainsi qu'en photographie. Il est également rejeté au cours de l'exploitation minière, par les fonderies, par l'utilisation de matières combustibles, par les industries fabriquant des peintures, des accumulateurs et des matières plastiques (Goulet et Laliberté, 1982; Le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1989). La contamination en milieu naturel est due en grande partie aux sources anthropiques. Ainsi, l'utilisation du Cd permet plus facilement la localisation des sources de pollution en milieu naturel (Mouvet *et al.*, 1993).

Selon le Conseil canadien des ministre des ressources et de l'environnement (1989), les recommandations pour la qualité des eaux concernant la présence de Cd tolérée pour la vie aquatique varient selon la dureté de l'eau (tableau 1).

Tableau 1. Recommandation pour le Cd total toléré dans des eaux de différentes duretés .

Concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Dureté de l'eau ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)
0,2	0-60
0,8	60-120
1,3	120-180
1,8	> 180

Source: Le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1989

1.3 Le rôle des paramètres physicochimiques sur l'accumulation des métaux lourds par les bioindicateurs

La toxicité aiguë et l'accumulation de Cd dans le biotope aquatique dépendent de plusieurs facteurs environnementaux, dont la dureté de l'eau (Say *et al.*, 1981; Mouvet, 1985). L'incidence de la dureté sur la toxicité de différents métaux a été démontrée sur les poissons. La toxicité diminue en présence de calcium (Miller et MacKay, 1980; Pagenkopf, 1983; Bradley et Sprague, 1985) et de magnésium, ce dernier ayant une influence moindre (Gill et Eppler, 1992).

Markich et Jeffree (1994) ont démontré que le taux d'accumulation du Pb, Cd, Mn et Co, par deux bivalves, était significativement réduit en eau dure. Ainsi, l'augmentation de la quantité d'un élément essentiel tel le Ca dans l'eau peut inhiber l'accumulation d'un produit analogue non essentiel (Markich et Jeffree, 1994). O'Shea et Mancy (1978) ont indiqué que la présence d'ions Ca^{++} influence la complexation de métaux (Bi, Cd, Cu, Pb, Tl) avec des substances organiques, mais que les ions Ca^{++} n'influencent pas la complexation des métaux avec des composés inorganiques.

Des études portant sur l'influence des ions Ca^{++} (Pickering et Puia, 1969; Say et Whitton, 1983, ; Wehr, 1983; Wehr et Whitton, 1983) et Mg^{++} (Brown et Beckett, 1985; Wells et Brown, 1987, 1990; Pazdernik et Bourgoing, 1994) sur l'accumulation des métaux lourds par les mousses aquatiques ont été effectuées. Néanmoins, la présente étude se différencie parce que les concentrations de Cd (Lepp et Roberts, 1977; Le Conseil National de recherche du Canada, 1979; Goulet et Laliberté, 1982; Wright et Welbourn, 1994) et la dureté de l'eau sont représentatives des conditions retrouvées en milieu naturel.

2. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

Cette étude vise à évaluer les effets de la variation de la dureté de l'eau, sur la cinétique de Cd par les mousses aquatiques. Cette expérience a permis de vérifier les cinétiques d'assimilation et d'élimination du cadmium réalisées par *F. dalecarlica* et *P. riparioides*, en laboratoire, à des expositions de 0 (témoin), 0,8, 2 et 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, concentrations présentes en milieu naturel (Lepp et Roberts, 1977; Goulet et Laliberté, 1982; Le Conseil National de recherche du Canada, 1979; Wright et Welbourn, 1994). Au cours de cette expérience, nous avons étudié l'influence de trois duretés de l'eau différentes (10-15, 40-50 et 80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3), d'une alcalinité constante (80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et d'un pH stable (7,30). Les objectifs spécifiques de ces deux expériences sont:

- Estimer l'efficacité, la sensibilité et les vitesses d'accumulation et d'élimination de Cd par les mousses aquatiques dans des eaux synthétiques de duretés différentes;
- vérifier l'hypothèse selon laquelle les ions Ca^{++} et Mg^{++} seraient des ions majeurs capables d'entrer en compétition pour l'accumulation des polluants métalliques par les mousses;
- confirmer l'hypothèse que l'espèce *P. riparioides* serait plus performante que *F. dalecarlica*.

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Origine des mousses utilisées

Les expérimentations furent effectuées sur les mousses aquatiques *F. dalecarlica* et *P. riparioides*, récoltées à l'automne dans un affluent de la rivière Matawin dans la Réserve faunique Mastigouche (46° 40' N: 73° 19' O). L'identification des bryophytes a été réalisée par Madame Lucie Fortin (l'Herbier Marie-Victorin, Université de Montréal) ainsi que Monsieur Claude Roy (l'Herbier Louis-Marie, Université Laval). Les caractéristiques physicochimiques ont été mesurées lors des prélèvements dans le ruisseau échantillonné; dureté (12,2 mg•L⁻¹ CaCO₃), alcalinité (7,5 mg•L⁻¹ CaCO₃), pH (5,90), température (12,4°C), conductivité (179 µS•cm⁻¹) et pourcentage d'oxygène dissous (99%).

Les bryophytes sélectionnées ont subi une série de nettoyages rigoureux dans l'eau de la rivière pour les débarrasser des corps étrangers tels de fines matières en suspension, des invertébrés et des cailloux. Acheminées au laboratoire, les mousses aquatiques ont été acclimatées à une température de 18 °C dans un bassin oxygéné (capacité: 500 litres) contenant de l'eau de distribution préalablement déchlorée (Mouvet, 1986). La circulation de l'eau a été maintenue par une pompe hydraulique.

3.2 Description et fonctionnement des systèmes expérimentaux

La préparation des milieux ainsi que les expériences ont été effectuées en contrôlant la photopériode (16 heures de lumière, 8 heures d'obscurité). Le jour, l'intensité lumineuse était de 250 µmol•m⁻²•sec⁻¹ au niveau des enceintes expérimentales selon la mesure de P.A.R. (radiation photosynthétiquement active).

Les expériences se sont déroulées à une température de 18°C obtenue en climatisant le laboratoire.

Les expérimentations concernant la cinétique d'intégration ont été réalisées en circuit dynamique semi-ouvert. Le système était constitué d'un aquarium de 25 litres relié par tuyauterie à un baril d'une capacité de 190 litres (figure 1). La circulation de l'eau vers l'aquarium était obtenue par poussée d'air comprimé et le retour de l'eau vers le baril était fonction de l'équilibre des niveaux d'eau.

L'aquarium a été divisé en deux compartiments par un grillage en plastique, isolant ainsi chaque espèce. Bien que la détermination visuelle des espèces ne pose pas de problème, ce mode d'opération facilite les retraits, évitant un tri de mousses lors des prélèvements (Mouvet, 1987). Ce grillage empêchait le passage des lambeaux de mousses mais ne s'opposait nullement à la libre circulation de l'eau.

Chaque aquarium possédait deux entrées d'eau différentes, soit une dans chacun des deux compartiments. Cette double admission d'eau permettait une entrée totale d'environ 3,4 litres d'eau par minute. La circulation d'eau en étude *in vitro* est nécessaire pour deux raisons: pour homogénéiser les conditions expérimentales dans l'enceinte et pour simuler le courant d'eau auquel sont exposées les muscinées en milieu naturel (Mouvet, 1987). Des pièces en plastique transparent ont été intégrées aux systèmes pour visualiser le bon fonctionnement du dispositif (figure 1).

3.3 Modalités d'exposition

Préalablement aux expériences, les plants feuillus ont été sélectionnés car l'accumulation des métaux se fait surtout par des phénomènes de surface, soit

essentiellement par les feuilles (Mouvet, 1986). Les mousses choisies ont été placées respectivement aux duretés et aux alcalinités auxquelles elles furent soumises durant les expérimentations pour une période de trois jours (Mersch *et al.*, 1993b). Ce temps d'acclimatation vise à diminuer l'effet "stress" sur les plantes qui aurait pu influencer l'accumulation en début d'exposition.

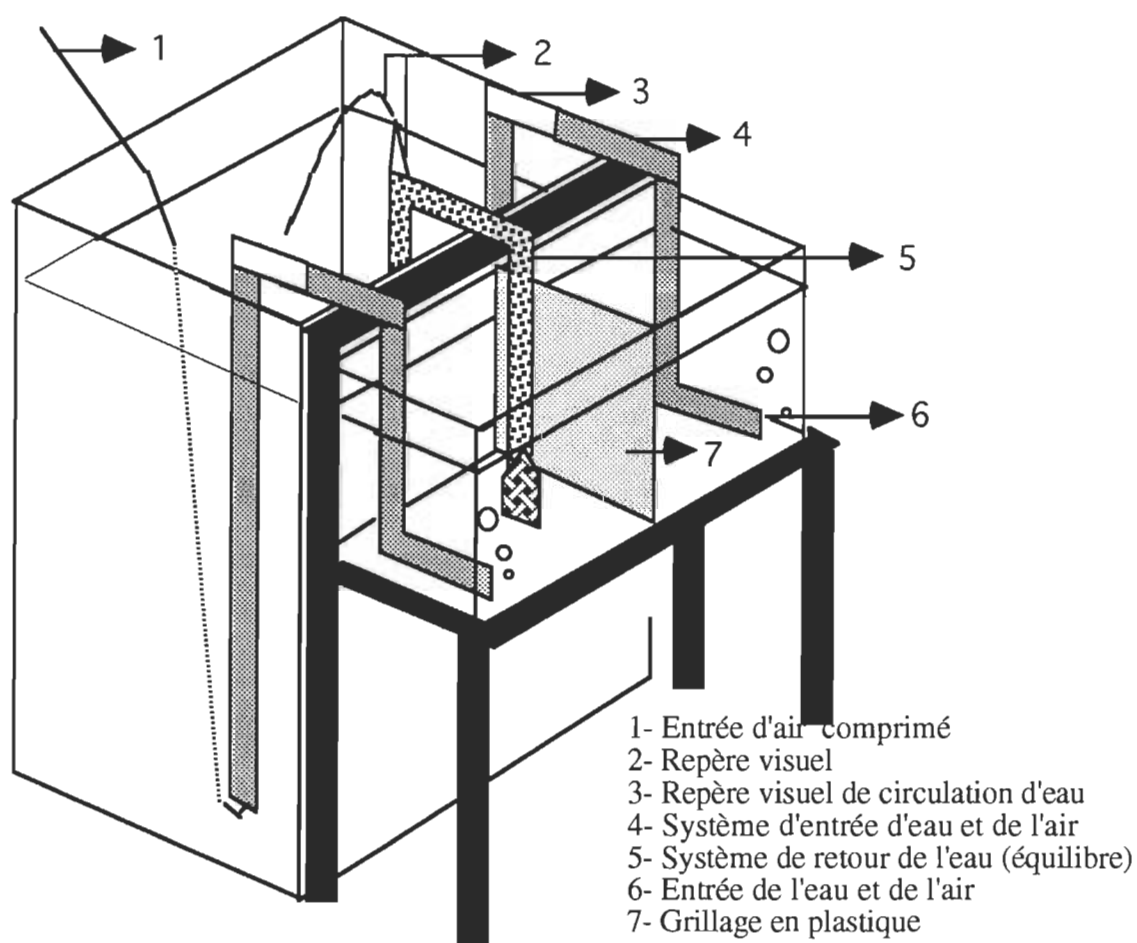


Figure 1. Schéma du système expérimental lors de la phase d'accumulation.

Les systèmes expérimentaux ont été exposés au Cd pendant trois jours afin de réduire le phénomène d'adsorption sur les parois et de stabiliser le milieu (Thain, 1984). Durant cette période, les paramètres physicochimiques de l'eau ont été vérifiés et le Cd ajusté aux concentrations souhaitées. Les bryophytes ont été incorporées dans le système expérimental au temps zéro de l'étude. La biomasse de mousses introduite dans chacun des aquariums fut de l'ordre de 720 g.

Les concentrations de Cd à l'étude dans les systèmes expérimentaux étaient de 0 (témoin), $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd (avec un réplicat contaminé à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Une solution de référence certifiée ($1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd $\pm 1\%$ avec $2\% \text{ HNO}_3$) (Fisher Scientifique) a été employée pour introduire le Cd dans les systèmes. Une attention particulière a été portée au contrôle des valeurs de trois duretés différentes ($10\text{-}15$, $40\text{-}50$ et $80\text{-}100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3), une alcalinité ($80\text{-}100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et un pH (7,30). La reconstitution de l'eau est inspirée de EPA (1975) et de ASTM (1987) (tableau 2). Une solution de tampon à base de NaOH et de KH_2PO_4 a été ajoutée pour maintenir le pH constant (EPA, 1975; ASTM, 1987). Le tableau 3 récapitule les conditions d'exposition ainsi que les caractéristiques physicochimiques désirées pour les 15 systèmes expérimentaux.

Tableau 2. Composition du milieu reconstitué.

Type d'eau	Sels requis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)				Dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	Alcalinité ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	pH
	NaHCO_3	$\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	MgSO_4	KCl			
très douce	48	7,5	7,5	2,0	10-15	80-100	7,30
douce	48	30,0	30,0	2,0	40-50	80-100	7,30
dure	48	60,0	60,0	2,0	80-100	80-100	7,30

Inspiré de: EPA, 1975; ASTM, 1987.

Tableau 3. Description des différentes compositions de l'eau de chaque système.

Cadmium ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Type de dureté	Dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	Alcalinité ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	pH
0 a	très douce	10-15	80-100	7,30
0,8	très douce	10-15	80-100	7,30
2	très douce	10-15	80-100	7,30
10	très douce	10-15	80-100	7,30
10 b	très douce	10-15	80-100	7,30
0 a	douce	40-50	80-100	7,30
0,8	douce	40-50	80-100	7,30
2	douce	40-50	80-100	7,30
10	douce	40-50	80-100	7,30
10 b	douce	40-50	80-100	7,30
0 a	dure	80-100	80-100	7,30
0,8	dure	80-100	80-100	7,30
2	dure	80-100	80-100	7,30
10	dure	80-100	80-100	7,30
10 b	dure	80-100	80-100	7,30

a = Système témoin

b = Système en réplikat

3.4 Suivi de l'accumulation de Cd par les mousses

La cinétique d'accumulation de Cd par les bryophytes a été établie à partir de 20 temps de prélèvements répartis sur 28 jours. Pour chaque aquarium, un échantillon est pris avant l'exposition des mousses au milieu contaminé et à 1,5, 3, 6, 12, 24, 48, 96, 144, 192, 240, 288, 336, 384, 432, 480, 528, 576, 624 et 672 heures d'exposition après le début de l'expérience. Cette cadence permettait

de disposer d'un maximum de renseignements pendant la période d'accumulation initiale qui est très rapide mais considérait aussi le suivi de l'évolution à long terme. À chaque temps de prélèvement, la biomasse nécessaire aux trois répétitions de dosages a été soustraite dans les différents aquariums (approximativement 9 g de mousses humides), et ce, pour chaque espèce.

3.5 Échantillonnage et ajustements des concentrations de Cd dans l'eau

Les concentrations de Cd ont été dosées, réajustées et redosées sur une base journalière. Ainsi, un échantillon d'eau a été prélevé quotidiennement, suivi d'une correction de la concentration de Cd et une seconde portion d'eau a été soustraite pour vérifier la correction apportée. Toutes les rectifications ont été réalisées dans les systèmes de 215 litres (aquarium et baril). En raison de leur considérable force d'accumulation et de leurs grandes surfaces d'adsorption, les mousses aquatiques diminuent rapidement les concentrations de Cd dans l'eau. Les échantillons soustraits pour le dosage de Cd dans l'eau étaient constitués par 20 ml d'eau provenant des systèmes et acidifiés à 1% avec de l'acide nitrique concentré.

3.6 Physicochimie des milieux étudiés

Lors de chacun des retraits de matériel biologique, la physicochimie des différents aquariums a été mesurée à l'aide des méthodes ou des appareils suivants: pH-mètre pourvu d'une sonde de température ($\pm 0,01$ pH et $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$), étalonnage journalier; conductivimètre ($\pm 1\%$), étalonnage hebdomadaire; oxymètre ($\pm 1\%$), calibration hebdomadaire par la méthode de Winkler; titrages potentiométriques acide-base pour la dureté et l'alcalinité selon les méthodes décrites par APHA (1989), solutions titrantes standardisées hebdomadairement.

Les ajustements de la dureté et de l'alcalinité de l'eau ont été effectués dans les barils par apports successifs de solution de manière à ramener ces paramètres dans les gammes nominales. Le pH a été corrigé à l'aide de solution de HNO_3 ou NaOH . Les caractéristiques physicochimiques ont été rectifiées aux heures correspondant aux temps de prélèvements des mousses aquatiques, chaque fois qu'une correction s'imposait.

3.7 Préparation, minéralisation et dosage des échantillons de mousses

Après le prélèvement, un lavage final sous pression a été exécuté selon les méthodes décrites par Mouvet (1986, 1991) pour enlever une portion de Cd adsorbée sur la plante (Claveri 1995). Pour ce lavage final, les échantillons sont placés dans un tamis en plastique (mailles de 1 mm) sur lesquels on projette un jet d'eau déminéralisée (diamètre de 8 mm; pression de 1,6 bars; temps 10 à 15 sec).

La préservation des mousses jusqu'à la minéralisation s'est faite dans une enveloppe de papier qui contenait l'équivalent d'un dosage (approximativement 3 g humides). Par la suite, chacun des trois réplicats a subi indépendamment l'ensemble des procédures d'analyses. Les enveloppes contenant les mousses ont été séchées à une température de 100°C pendant 24 heures dans une étuve (Samson *et al.*, 1995; Samson, 1995). Après le refroidissement dans un dessiccateur, les mousses ont été pesées précisément et déposées au fond d'une éprouvette de verre à usage unique (20 x 150 mm).

Les éprouvettes ont été remplies avec 8 ml d'acide nitrique (HNO_3 70%, A.C.S. Réactif). Les mousses ont été mises en contact avec l'acide nitrique pendant 24 heures à la température de la pièce afin d'éviter une réaction trop violente lors du chauffage. Par la suite, l'éprouvette fut déposée dans un support en aluminium

et chauffée pendant cinq à sept heures à approximativement 100 °C (Samson *et al.*, 1995; Samson, 1995) (le processus de minéralisation est terminé lorsque la solution est homogène et devient jaune clair). L'attaque nitrique ainsi effectuée ne suffit pas à oxyder complètement les mousses, mais permet une libération quantitative des métaux (Wehr *et al.*, 1983). Un ajout d'une dizaine de gouttes de peroxyde d'hydrogène a été effectué (H_2O_2 30%) pendant le chauffage de l'acide, cet apport favorise une réaction rapide entre l'acide nitrique et les composés organiques.

Une fois la réaction terminée, les éprouvettes ont été recouvertes d'un protecteur en plastique et refroidies à une température de 4°C. Chacune des solutions a été diluée et jaugée à 25 ml avec de l'eau déminéralisée et distillée pour les dosages. De plus, le poids des roches a été soustrait du poids initial des mousses. Dans certains échantillons (Mouvet, 1986, 1987, 1991), il représentait jusqu'à 50% du poids sec de l'échantillon.

3.8 Dosages des concentrations de Cd

3.8.1 Dosages des concentrations de Cd dans les mousses

Tous les dosages de Cd dans les trois répliquats de mousses aquatiques ont été effectués avec un spectromètre d'absorption atomique à flamme air / acétylène. Les concentrations ont été calculées en fonction d'une courbe étalon faite à partir de standards commerciaux ($1000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, Fisher Scientifique).

3.8.2 Dosages des concentrations de Cd dans l'eau

Les dosages des concentrations de Cd dans l'eau ont été exécutés avec un spectromètre d'absorption atomique muni d'un four au graphite. Un modificateur de matrice a été utilisé, constitué d'un millilitre d'acide orthophosphorique dans un

litre d'eau distillée, permettant de réduire les interférences chimiques. Ainsi, tous les échantillons (eau, blancs, standards commerciaux et certifiés) ont été dosés avec une concentration de 1% de HNO_3 et un modificateur de matrice à base de phosphate. Ce procédé permet de minimiser l'effet de la contamination par le Cd, omniprésent à l'état de trace dans les produits chimiques.

3.8.3 Contrôle de qualité

Les mesures des concentrations de Cd ont été exécutées selon les techniques suggérées par APHA (1989). Lors des dosages de la concentration de Cd dans les mousses, les vérifications de la courbe étalon ont été réalisées par 28% de dosages de matériel de référence: standard certifié de *P. riparioides* (6% des dosages) (Community Bureau of Reference, Belgium), standard d'eau certifié (2% des dosages) (National Institute of Standards and Technology, Maryland), standards commerciaux (12% des dosages) et mesures d'ajouts dosés (1% des dosages). De plus, la vérification et la quantification de la contamination externe (vaisselle, produits chimiques, etc.) ont été assurées par des blancs (7% des dosages) ayant subi les mêmes traitements que les éprouvettes contenant les mousses.

Pour les dosages de la concentration de Cd dans l'eau, tous les échantillons ont été dosés en réplicata, la courbe standard a été reprise approximativement à tous les trente échantillons. La vérification de la validité de la courbe fut effectuée sur 30% des dosages, soit par des blancs (9% des dosages), des standards commerciaux (9%), des standards certifiés (9%) et des duplicata d'échantillons (2%). Une variation de plus de 5% de l'absorbance notée sur les dosages des différentes solutions contrôles entraînait une recalibration immédiate de l'appareil.

La limite de quantification de l'appareil utilisé (Varian SpectrAA 10/20) est de $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd.

De plus, 225 échantillons de Cd dans l'eau ont été mesurés par la firme conseil en environnement Pluritec Ltée. Il n'y a pas de différence significative entre nos résultats de dosages et ceux de Pluritec Ltée. Le test de t sur des échantillons appariés indique que les dosages menés en parallèle ne sont pas significativement différents ($n=225$, $t=-1,42$, $p=0,16$). Les résultats bruts des deux séries de dosages de Cd dans l'eau sont présentés à l'annexe 1. Ainsi, les dosages sont reproductibles, démontrant l'efficacité et la rigueur du contrôle de qualité.

3.9 Conditions expérimentales spécifiques à la phase d'élimination

La cinétique d'élimination de Cd a été étudiée strictement dans des aquariums contenant 25 litres d'eau. À la fin de la phase d'accumulation, les enceintes ont été nettoyées au savon, passées dans une eau acidifiée, puis rincées à jet d'eau déionisée avant leur utilisation. Pour assurer l'agitation de l'eau, un système de circulation simplifié a été installé au sein de l'aquarium. Ce dernier permet le brassage de l'eau, par pompage, d'un côté du séparateur vers l'autre. Après essai, le système de circulation s'est avéré peu efficace et devrait être amélioré car une plus grande vitesse de courant facilite l'élimination par les mousses (Mouvet, 1986; Claveri, 1995) et diminue la prolifération d'algues.

L'étude de la cinétique d'élimination a été entreprise à la fin de l'accumulation. Les mousses ayant été mises en contact avec le Cd pendant 28 jours ont été immergées dans une eau exempte de Cd afin de vérifier leur capacité de décontamination. Le protocole de prélèvement est rigoureusement identique à celui utilisé pour la cinétique d'accumulation.

L'eau des aquariums a été renouvelée à chaque jour pendant les 10 premières journées (fréquence de 24 heures) et aux deux jours (48 heures) par la suite. Une réserve de chaque type d'eau était gardée pour les changements. Les concentrations de Cd ont été mesurées au début et à la fin de chaque changement d'eau permettant de connaître la concentration de Cd au temps zéro (sous la limite de quantification de l'appareil) et la quantité de Cd éliminée dans l'eau.

Avant les substitutions d'eau, la dureté, l'alcalinité, le pH, la température, la conductivité et le pourcentage d'oxygène dissous ont été déterminés dans les trois enceintes de réserve. Par la suite, le pH, la température, la conductivité et le pourcentage d'oxygène dissous ont été mesurés dans l'eau des aquariums avant le remplacement. Cet exercice a permis de connaître les valeurs des paramètres de l'eau au début d'un changement et à la fin. Découlant de la courte période de temps durant laquelle l'eau était en contact avec les mousses, les corrections des propriétés physicochimiques ont été effectuées seulement dans les enceintes de réserve.

3.10 Traitement des données

Les concentrations moyennes de Cd dans l'eau ont été évaluées pour chacun des systèmes. Les écarts types ont été calculés sur la moyenne de chaque pair d'observations (dosages de Cd avant et après la correction de la concentration). Chaque fois qu'un test statistique ou un calcul nécessitait une quantification des dosages de Cd, la valeur de $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd a été utilisée lorsque les mesures étaient sous la limite de quantification de l'appareil ($< 0,15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Les concentrations de Cd mesurées dans l'eau ont été soumises à une analyse de variance à un critère de classification (ANOVA), lorsque l'exercice était

pertinent. Si certaines moyennes étaient significativement différentes d'après l'ANOVA, un test de Student-Newman-Keuls (S.N.K.) était appliqué pour les identifier. Ce test de comparaison multiple est fondé sur les résultats d'une série d'analyses des moyennes prises deux à deux. Ces deux tests statistiques requièrent des conditions d'application qui ont été vérifiées, soit l'égalité des variances (test de Bartlett) et la normalité des populations d'origine (test de Kolmogorov-Smirnov) (Scherrer, 1984).

Pour l'analyse des concentrations de Cd accumulées par les mousses aquatiques, un facteur d'augmentation des concentrations (FAC) a été calculé. Il est égal au rapport entre la concentration à l'équilibre et la concentration initiale (Bryan, 1983; Mouvet, 1987). Pour diminuer l'étendue des variations intra espèce, les deux derniers temps de dosages de Cd dans les mousses sont intégrés au calcul (Mouvet, 1987). De plus, lors de l'accumulation, un facteur de bioconcentration (FB) portant sur l'absorption maximale atteinte lors de la période d'accumulation (Samson, 1995) a été calculé. Le FB indique l'importance quantitative de l'accumulation selon la concentration d'exposition.

$$FAC = \frac{[(M_2 + M_3) / 2]}{M_1} \qquad FB = \frac{[(M_2 + M_3) / 2] - [M_1]}{[C_m]}$$

Où FAC = Facteur d'augmentation des concentrations
 FB = Facteur de bioconcentration
 M₁ = Moyenne de Cd à 0 heure d'étude (µg•g⁻¹ poids sec)
 M₂ = Moyenne de Cd à 624 heures d'étude (µg•g⁻¹ poids sec)
 M₃ = Moyenne de Cd à 672 heures d'étude (µg•g⁻¹ poids sec)
 C_m = Concentration moyenne de Cd (µg•L⁻¹)

Lors de la phase d'élimination, un facteur de contamination résiduelle (FCR) a été calculé. Il est égal au rapport entre la concentration à l'équilibre à la fin de l'élimination et la concentration initiale (Mouvet, 1987). Pour diminuer l'étendue des variations intra espèce, les deux derniers temps de dosages de Cd dans les mousses sont intégrés au calcul. De plus, le pourcentage d'élimination (%É) a été déterminé. C'est le pourcentage de perte de Cd entre le temps zéro de l'élimination et la moyenne des deux derniers temps (à 624 et 672 heures d'élimination).

$$FCR = \frac{[(M_2 + M_3) / 2]}{M_1} \quad \%É = \left[\frac{M_1 - ((M_2 + M_3) / 2)}{M_1} \right] * 100$$

Où FCR = Facteur de contamination résiduelle
 %É = Pourcentage d'élimination
 M₁ = Moyenne de Cd à 0 heure d'élimination (µg•g⁻¹ poids sec)
 M₂ = Moyenne de Cd à 624 heures d'élimination (µg•g⁻¹ poids sec)
 M₃ = Moyenne de Cd à 672 heures d'élimination (µg•g⁻¹ poids sec)

Le test de Wilcoxon pour des échantillons appariés a été utilisé afin de comparer les différents facteurs d'accumulation et d'élimination établis par les deux mousses aquatiques. Ce test consiste à calculer les différences de chaque paire de données et leur attribuer un rang, il ne requière aucune condition d'application.

Les cinétiques d'accumulation et d'élimination dans les bioindicateurs ne sont généralement pas des phénomènes linéaires. En effet, après un certain temps, l'accumulation et l'excrétion chez les organismes tendent vers l'équilibre, c'est le plateau d'accumulation (Mouvet, 1987). Néanmoins, bien qu'à long terme ces

cinétiques ne soient théoriquement pas linéaires, l'accumulation et l'élimination de Cd sont restées quasi linéaires durant toute la période d'étude (672 heures). La relation *in vitro* entre les teneurs d'exposition en métal et les concentrations accumulées par les mousses est quasi linéaire, du moins pour une gamme de concentrations similaires à ce que l'on est susceptible d'observer dans la nature (Mouvet, 1987; Claveri, 1995), comme c'est le cas dans ces expériences. Pour ces raisons, les analyses sont basées sur des tests statistiques linéaires.

La régression simple a été utilisée pour déterminer la vitesse d'accumulation ou d'élimination (pente) de chacun des systèmes expérimentaux. Par la suite, les vitesses ont été comparées deux à deux selon le type d'exposition à l'aide du test de la covariance. La covariance est une généralisation du concept de variance à un espace à deux dimensions (temps et dureté de l'eau) (Scherrer 1984). Ce test permet d'étudier si la dureté de l'eau influence les vitesses d'accumulation ou d'élimination de Cd réalisées par les mousses aquatiques.

Enfin, la régression multiple par la méthode pas à pas ("Stepwise Regression") de Dixon et Massey (1969) a permis d'élaborer des modèles prédictifs sur les facteurs influençant l'accumulation et l'élimination de Cd par les mousses. Ce test permet de résumer la relation existant entre une variable dépendante (concentration de Cd dans les mousses aquatiques) et plusieurs variables explicatives (concentration de Cd dans l'eau, temps, dureté de l'eau, espèce de mousses utilisées et les variables interactives de ces différents paramètres). Ainsi, la régression de type pas à pas procède par étapes successives, ajoutant une variable explicative significative de plus, mais s'assurant que les variables déjà incluses dans la régression restent significatives. Aucune entrée de variable explicative n'a été

forcée, ainsi, les résultats décrivent les interrelations telles qu'elles apparaissent dans la population statistique.

Le programme de régression a été effectué sur les dosages moyens des trois réplicats de mousses à chacun des temps de prélèvements. À cause des grandes variations de la concentration de Cd dans l'eau, c'est la moyenne des résultats des différents dosages de Cd dans l'eau précédant ce temps "i" qui a été utilisée comme la valeur de la concentration dans l'eau à ce temps. L'ensemble des analyses statistiques a été effectué à partir du logiciel SPSS X (Norussis, 1983). Les interprétations des différents tests s'appuient sur les travaux de Scherrer (1984), Zar (1974) et de Dixon et Massey (1969).

4. RÉSULTATS

4.1 Phase d'accumulation

4.1.1 Physicochimie de l'eau

Les valeurs moyennes et les écarts types des paramètres physicochimiques sont présentés au tableau 4. Pour les 15 systèmes expérimentaux, la dureté et l'alcalinité de l'eau sont demeurées généralement dans les gammes prévues. Les trois types de dureté de l'eau se singularisent; eau très douce, moyenne minimale (\bar{x}_{\min}) = 12,2, moyenne maximale (\bar{x}_{\max}) = 12,6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 ; eau douce, \bar{x}_{\min} = 45,0, \bar{x}_{\max} = 45,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 ; eau dure, \bar{x}_{\min} = 94,6, \bar{x}_{\max} = 96,6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . L'alcalinité est conforme aux gammes attendues dans tous les systèmes; \bar{x}_{\min} = 84,5, \bar{x}_{\max} = 94,8 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Le pH est stable; \bar{x}_{\min} = 7,29, \bar{x}_{\max} = 7,31, les écarts types très faibles démontrent le contrôle de ce paramètre. La maîtrise de la température ambiante du laboratoire est acceptable, les températures moyennes de l'eau des systèmes montrent un écart maximal de 1,6°C; \bar{x}_{\min} = 15,7, \bar{x}_{\max} = 17,3°C. La conductivité varie également selon les types d'eau; eau très douce, \bar{x}_{\min} = 430, \bar{x}_{\max} = 465 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; eau douce, \bar{x}_{\min} = 468, \bar{x}_{\max} = 487 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; eau dure, \bar{x}_{\min} = 549, \bar{x}_{\max} = 565 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Les écarts types de la conductivité sont élevés à cause des corrections de pH qui ont augmenté la charge ionique de l'eau des systèmes au cours des études. Le pourcentage d'oxygène dissous subit de faibles fluctuations; \bar{x}_{\min} = 96, \bar{x}_{\max} = 100, il est toujours près de la saturation de l'eau, indiquant l'efficacité du système d'aération.

Tableau 4. Les moyennes (\pm écarts types) des paramètres physicochimiques de l'eau lors de l'accumulation (n=20).

Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	Alcalinité ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	pH	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	%O ₂ dissous
0 a	12,3 \pm 0,6	94,8 \pm 6,7	7,29 \pm 0,70	17,3 \pm 0,7	458 \pm 39	96 \pm 6
0,8	12,4 \pm 1,1	90,2 \pm 3,9	7,30 \pm 0,06	17,2 \pm 0,5	430 \pm 32	98 \pm 3
2	12,2 \pm 0,9	89,7 \pm 3,8	7,30 \pm 0,05	17,2 \pm 0,5	465 \pm 36	97 \pm 3
10	12,2 \pm 1,1	89,5 \pm 3,1	7,30 \pm 0,05	17,1 \pm 0,5	431 \pm 31	97 \pm 3
10 b	12,6 \pm 1,5	92,1 \pm 3,6	7,30 \pm 0,05	16,9 \pm 0,5	435 \pm 33	97 \pm 3
0 a	45,5 \pm 3,0	88,1 \pm 2,5	7,29 \pm 0,05	17,0 \pm 0,5	486 \pm 32	97 \pm 3
0,8	45,0 \pm 2,5	87,4 \pm 2,8	7,30 \pm 0,04	17,0 \pm 0,5	473 \pm 32	97 \pm 3
2	45,0 \pm 3,0	85,7 \pm 2,5	7,30 \pm 0,04	16,9 \pm 0,5	468 \pm 32	97 \pm 3
10	45,5 \pm 2,8	85,9 \pm 2,6	7,30 \pm 0,04	16,9 \pm 0,5	481 \pm 37	97 \pm 3
10 b	45,8 \pm 3,3	88,2 \pm 2,6	7,30 \pm 0,05	16,5 \pm 0,5	487 \pm 40	100 \pm 3
0 a	94,6 \pm 4,0	90,7 \pm 2,8	7,31 \pm 0,08	15,9 \pm 0,4	549 \pm 36	97 \pm 3
0,8	96,4 \pm 4,7	87,7 \pm 2,9	7,31 \pm 0,05	15,7 \pm 0,5	563 \pm 41	99 \pm 4
2	96,6 \pm 5,1	88,3 \pm 2,6	7,30 \pm 0,05	16,1 \pm 0,5	565 \pm 35	98 \pm 3
10	94,6 \pm 4,2	84,5 \pm 2,5	7,29 \pm 0,05	16,3 \pm 0,5	550 \pm 38	98 \pm 3
10 b	94,7 \pm 4,9	86,8 \pm 3,1	7,30 \pm 0,05	16,1 \pm 0,5	561 \pm 38	98 \pm 3

a = Système témoin

b = Système en réplicat

4.1.2 Concentration de Cd dans l'eau

Le pouvoir des mousses aquatiques à bioaccumuler est considérable, ce qui entraîne de fortes chutes de la concentration de Cd dans l'eau. La figure 2 montre les fluctuations des concentrations de Cd mesurées dans l'eau lors de la phase d'accumulation pour l'aquarium à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce. Cet exemple confirme l'évolution en dent de scie et démontre l'importance des corrections de la concentration de Cd dans l'eau. Les variations de la concentration de Cd dans l'eau pour les autres aquariums sont présentées à l'annexe 2. Certaines dispositions ont été prises afin de garder les concentrations en Cd stables, comme utiliser des systèmes avec un grand volume d'eau (215 L) et effectuer des corrections journalières de Cd. Néanmoins, ces mesures n'ont pas suffi à obtenir des concentrations de Cd stables près des valeurs nominales. Les chutes sont attribuées principalement à l'accumulation par les mousses, mais aussi à l'adsorption sur les mousses, les parois (Mouvet, 1987).

Le tableau 5 montre la moyenne et l'écart type des mesures de la concentration de Cd obtenues pour les 15 aquariums lors de la phase d'accumulation. Les moyennes de Cd mesurées dans l'eau sont inférieures aux valeurs nominales; les valeurs nominales sont 0 (témoin), 0,8, 2 et $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ alors que les moyennes mesurées sont de l'ordre de $< 0,15$, 0,48, 1,19 et $6,83 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd. Les systèmes avec des concentrations en réplicats (contaminés à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) montrent les mêmes variations (ex. eau douce, moyennes = 6,46 et $6,50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd).

Selon le test statistique de S.N.K., les concentrations retrouvées dans les enceintes de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd sont toujours significativement différentes des systèmes à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, elles-mêmes différentes des aquariums à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd. Enfin, les témoins représentent toujours les plus faibles concentrations ($n=15$, $F=96,25$, $p<0,05$).

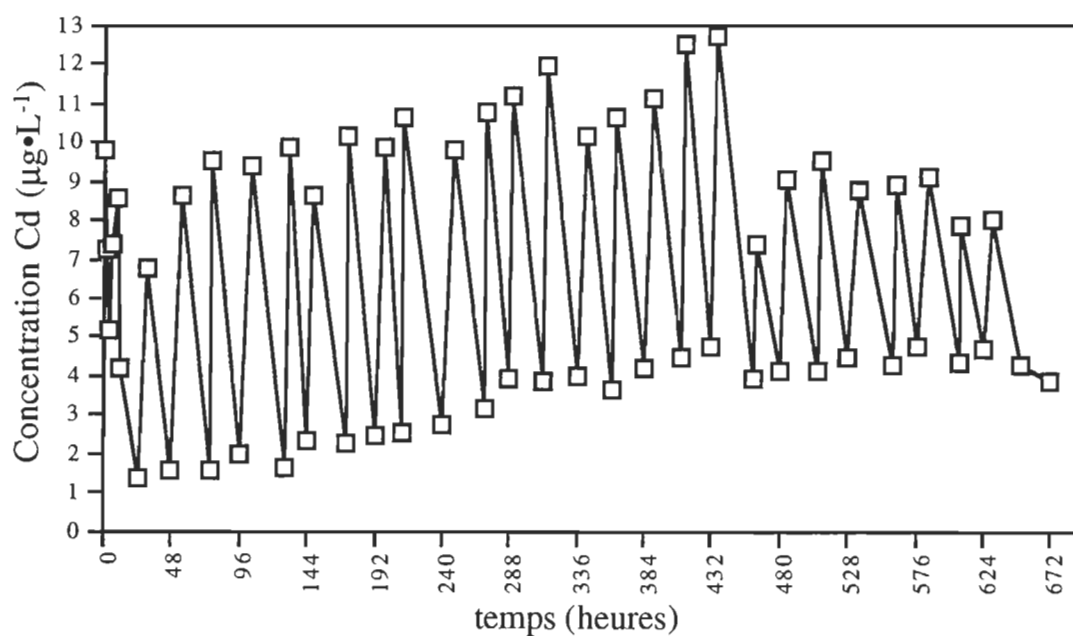


Figure 2. Concentrations de Cd mesurées lors de la phase d'accumulation pour le système contaminé à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce.

Tableau 5. La concentration moyenne de Cd (\pm écart type) durant la phase d'accumulation selon la contamination nominale et la dureté (n=60).

Contamination nominale ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Dureté	Moyenne appariée ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
0 (témoin)	eau très douce	< 0,15
0,8	eau très douce	$0,44 \pm 0,10$
2,0	eau très douce	$1,07 \pm 0,22$
10,0	eau très douce	$6,46 \pm 1,21$
10,0 (réplicat)	eau très douce	$6,50 \pm 1,09$
0 (témoin)	eau douce	< 0,15
0,8	eau douce	$0,49 \pm 0,08$
2,0	eau douce	$1,23 \pm 0,28$
10,0	eau douce	$6,81 \pm 1,40$
10,0 (réplicat)	eau douce	$6,57 \pm 1,34$
0 (témoin)	eau dure	< 0,15
0,8	eau dure	$0,50 \pm 0,11$
2,0	eau dure	$1,28 \pm 0,26$
10,0	eau dure	$7,29 \pm 1,37$
10,0 (réplicat)	eau dure	$7,32 \pm 1,42$

4.1.3 Accumulation de Cd par les mousses aquatiques

- Profils d'accumulation

Les figures 3, 4 et 5 ainsi que 6, 7 et 8 illustrent respectivement la cinétique d'accumulation de *F. dalecarlica* et de *P. riparioides* soumises aux différentes contaminations de Cd. Les valeurs de la concentration de Cd intégrée par les bryophytes en fonction du temps sont exprimées par une moyenne constituée de trois dosages différents ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec). Ces figures présentent également les résultats du modèle de prédiction qui est expliqué plus loin.

Il y a peu de variation chez les témoins, les faibles augmentations observées sont inhérentes à une légère contamination initiale des systèmes expérimentaux (figure 3: *F. dalecarlica* et figure 6: *P. riparioides*). À $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, on constate une légère accumulation de Cd dans les mousses. À $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, l'accumulation est évidente. À $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, l'augmentation de la concentration dans les mousses est très marquée (figures 4, 5, 7, 8).

Les concentrations de Cd étudiées sont suffisamment élevées. L'ajustement au modèle est meilleur pour des concentrations de Cd plus fortes. Néanmoins, les concentrations de Cd dans les mousses aquatiques varient davantage à la fin de l'expérience, du moins en eau douce et dure, elles semblent se diriger vers un plateau d'accumulation. Nonobstant l'effet de la dureté, les résultats s'apparentent à ceux de d'autres études (Wehr et Whitton, 1983; Mouvet, 1987; Samson *et al.*, 1994; Gagnon *et al.*, 1995) quant à la rapidité d'absorption de Cd par les mousses.

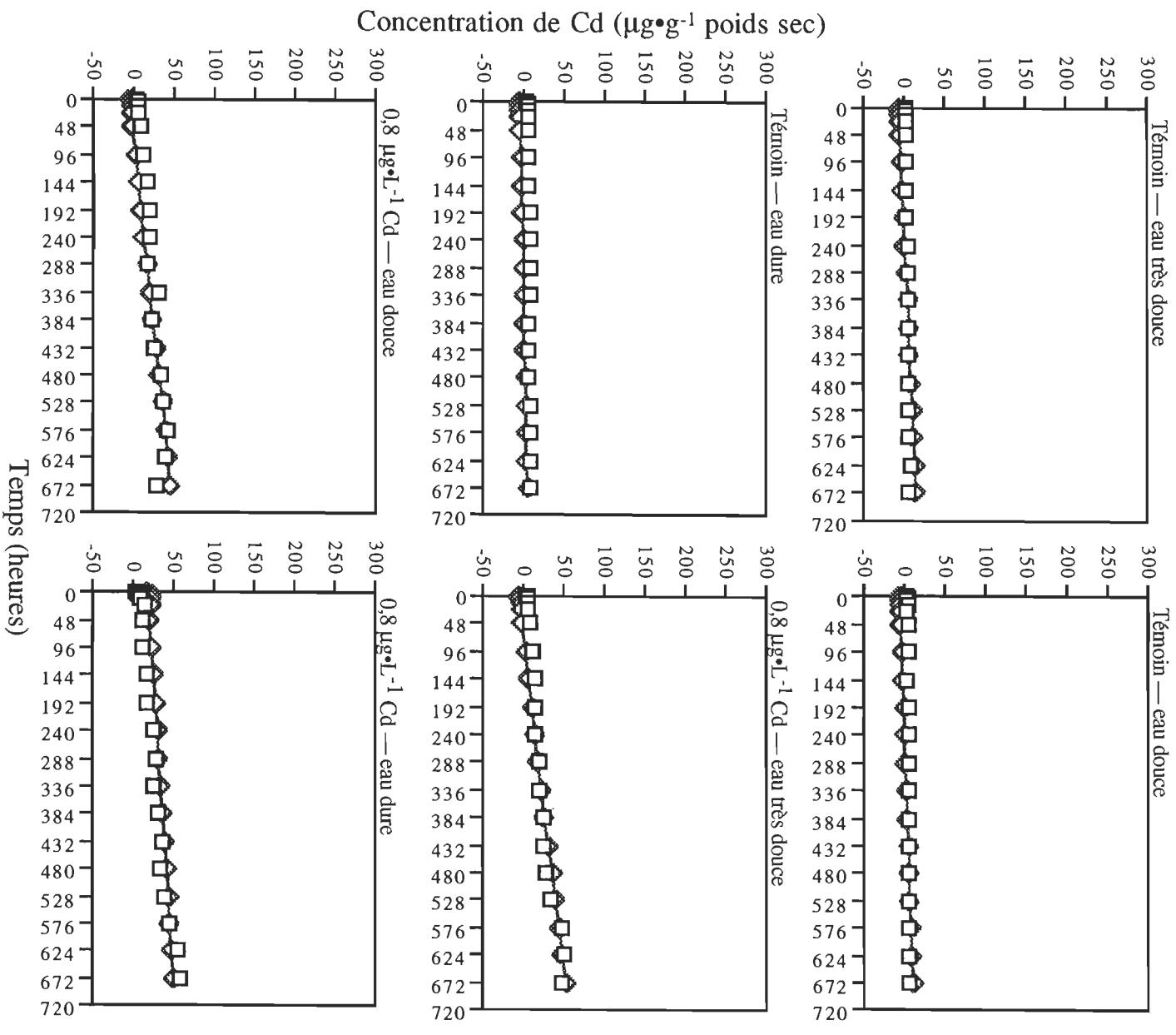


Figure 3. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

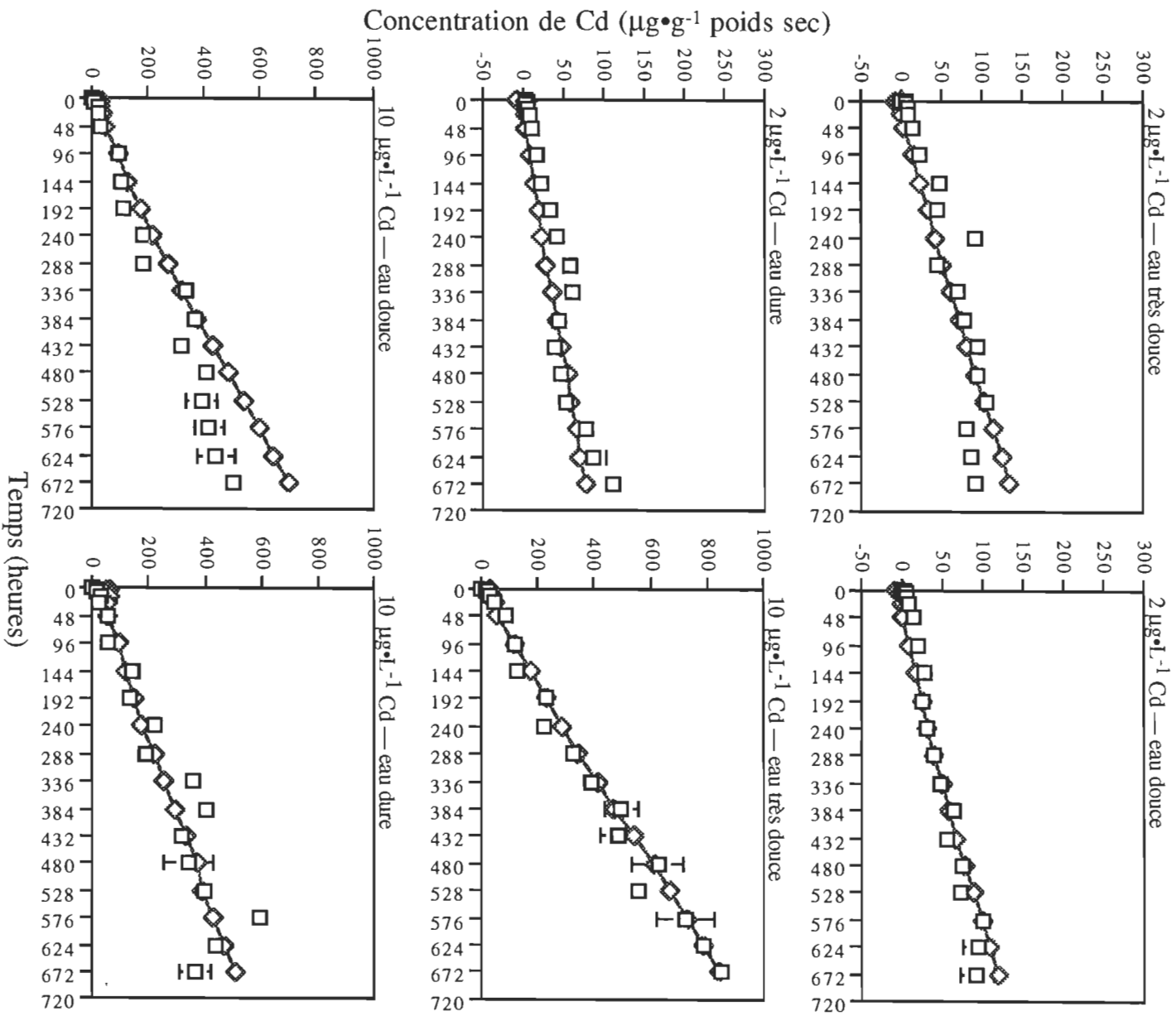


Figure 4. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

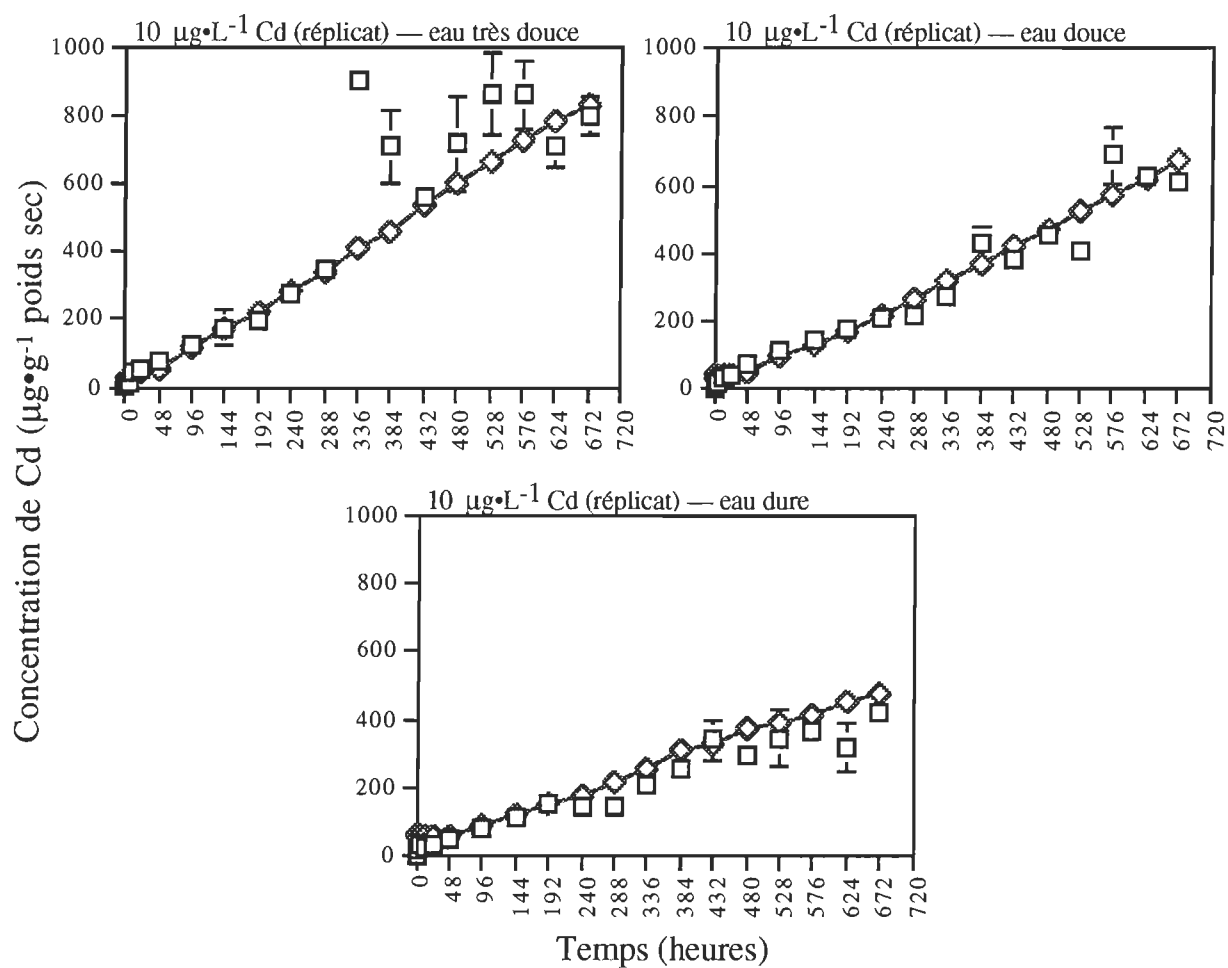


Figure 5. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

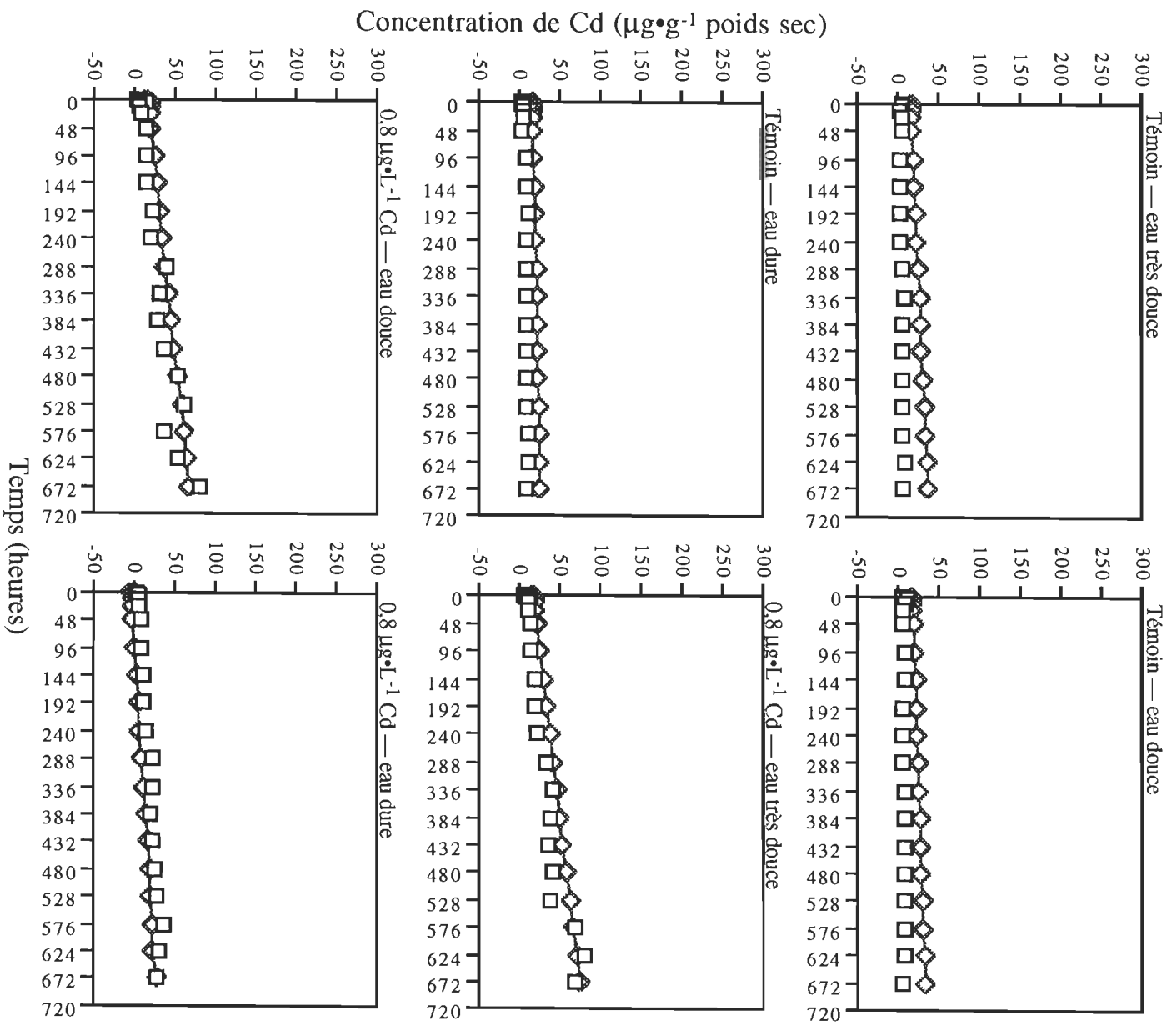


Figure 6. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction (\diamond) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

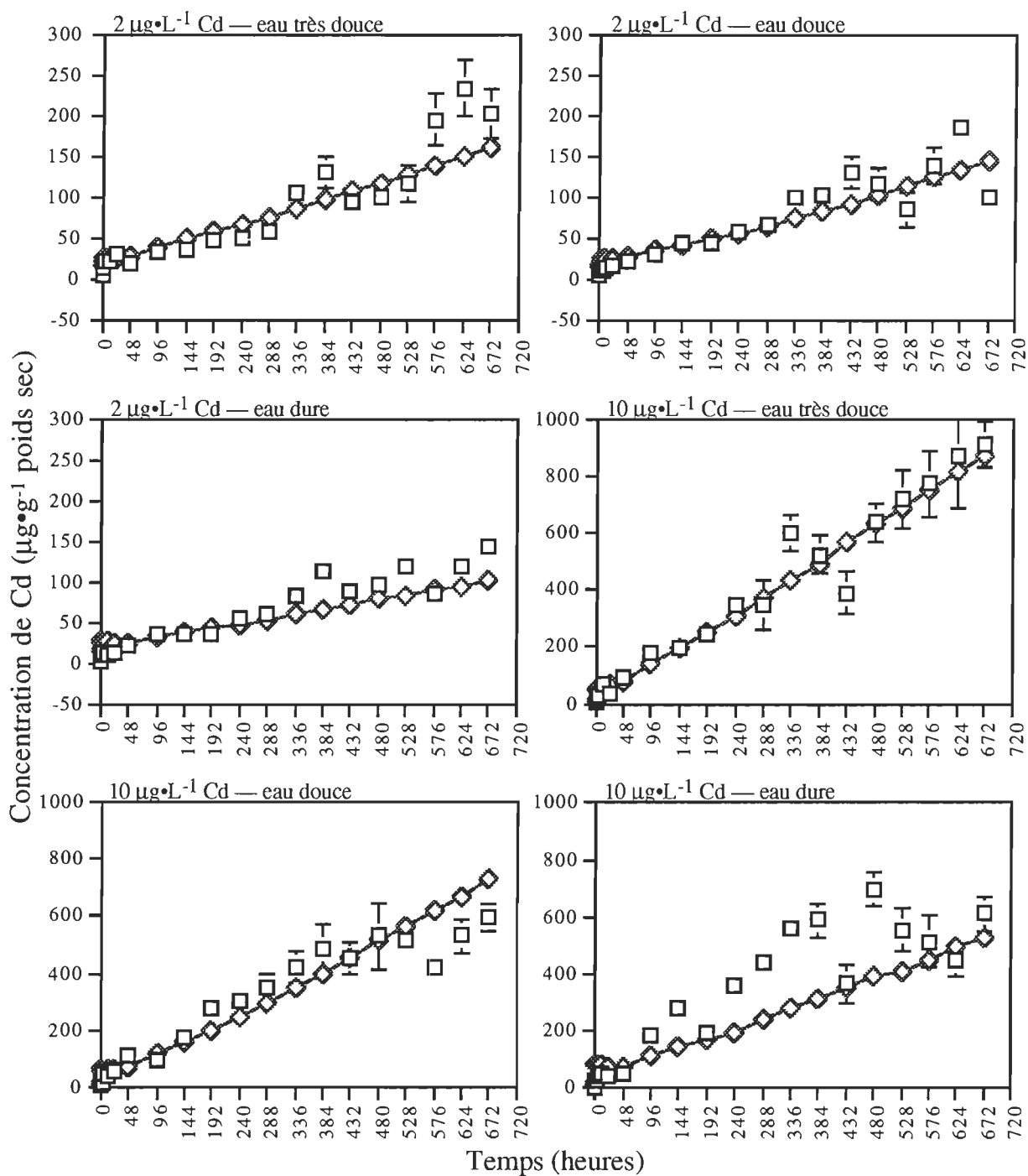


Figure 7. Cinétique d'accumulation (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

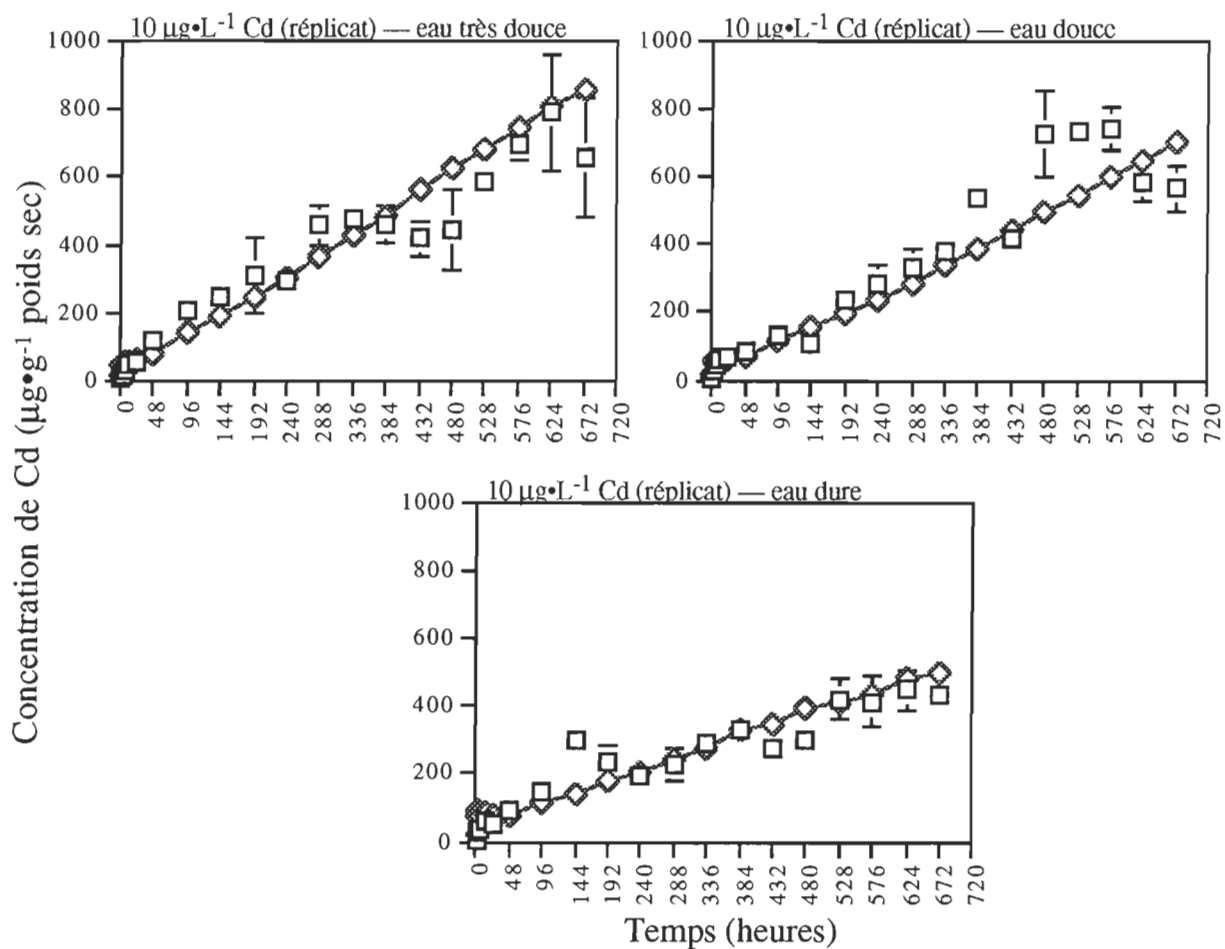


Figure 8. Cinétique d'accumulation (□) et modèle de prédiction (◇) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

- Facteurs d'augmentation des concentrations (FAC) et facteurs de bioconcentration (FB)

Le tableau 6 présente les FAC et les FB de chaque système selon les concentrations de Cd nominales (et mesurées) et le type de dureté de l'eau. Les FAC démontrent bien l'accumulation réalisée par les mousses aquatique. Ainsi, un $FAC = 1$ correspond à une accumulation nulle et un $FAC > 1$ correspond à une accumulation réelle. La comparaison des différents FAC apporte peu d'information pertinente, car les contaminations des mousses au temps zéro varient d'un système à l'autre (≈ 3 à $9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ poids sec) ce qui influence beaucoup les FAC.

Les résultats démontrent, indépendamment de la dureté de l'eau ou de l'espèce, que les mousses aquatiques accumulent le Cd. Ainsi, à des concentrations de 0,8, 2 et $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, les mousses ont des FAC respectifs d'environ 7, 20, 80, démontrant la gradation de l'accumulation de Cd.

Les FB maximaux à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd sont de 158 000 pour *F. dalecarlica* et 137 000 pour *P. riparioides*, facteurs très élevés (étude de 28 jours). Pour fin de comparaison, Tessier *et al.* (1994) ont calculé les FB de mollusques selon un modèle de cinétique à deux compartiments (Moriarty, 1983). Les résultats indiquent que le gastéropode *Viviparus georgianus* et le pélecypode *Elliptio complanata* soumis à une contamination de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd pendant 60 jours ont respectivement des FB maximaux de 35 000 et 6 000. Bien que Tessier *et al.* (1994) ne calcule pas les FB de la même façon que dans la présente étude, les facteurs obtenus sont comparables (Samson, 1995). Les résultats démontrent que les mousses aquatiques accumulent le Cd beaucoup plus rapidement et à plus forte concentration que ne le font les mollusques. De fait, les mousses aquatiques exposés durant 28 jours à 0,8

$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd accumulent plus que les mollusques exposés à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd pendant 60 jours.

On constate que les FB diminuent lorsque la dureté de l'eau augmente, et ce, à toutes les concentrations et pour les deux espèces à l'étude. Ces résultats démontrent la compétition des ions de la dureté (Ca^{++} , Mg^{++}) à l'égard des ions Cd^{++} .

Il y a une différence significative entre les FAC des deux mousses, *F. dalecarlica* obtient des FAC plus élevés (Wilcoxon appariée $n=12$ $z=-2,824$ $p<0,05$), comme l'a déjà observé Samson *et al.* (1995). Cela résulte du fait que cette mousse a une contamination naturelle moins élevée, mesure d'importance majeure dans le calcul. Il y a une différence significative entre les FB des deux bryophytes (Wilcoxon apparié $n=12$ $z=-2,353$ $p<0,05$), *P. riparioides* intègre davantage le Cd, ce qui a déjà été observé par André et Lascombe (1987) et Mouvet (1987). Les concentrations de Cd chez les mousses illustrées aux figures 6, 7 et 8 montrent que l'accumulation totale est supérieure chez *P. riparioides*.

- Vitesses d'accumulation

La vitesse d'accumulation de Cd, c'est-à-dire la pente, a été calculée par régression simple pour chacun des systèmes. Les vitesses d'accumulation et les écarts types obtenus pour chaque système expérimental sont présentés à la figure 9 (*F. dalecarlica*) et à la figure 10 (*P. riparioides*), une figure par niveau de contamination a été présentée: témoin, 0,8, 2 et $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd. Les aquariums en réplicats ont été jumelés en une seule unité pour les calculs (ex. les résultats des deux systèmes à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd en eau très douce sont considérés comme une seule entité).

Un test de covariance a permis de vérifier si la dureté de l'eau influence les vitesses d'accumulation. Les vitesses d'accumulation qui ne sont pas significativement différentes sont notées sur les figures 9 et 10. Les résultats complets des tests de covariance sont présentés à l'annexe 3 (*F. dalecarlica*) et à l'annexe 4 (*P. riparioides*). L'analyse démontre des différences significatives chez les témoins, conséquentes aux variations intra espèce. Néanmoins, les gammes des vitesses d'accumulation des témoins sont nettement inférieures à celles notées avec des contaminations de Cd (voir l'échelle des graphiques).

Les vitesses d'accumulation pour des mousses soumises à différentes concentrations de Cd sont influencées par la dureté de l'eau (figures 9 et 10). En effet, on note dans presque tous les cas des différences significatives entre l'eau très douce ($\approx 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et l'eau dure ($\approx 90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3). Les vitesses d'accumulation observées en eau douce sont parfois semblables aux vitesses enregistrées en eau très douce et d'autres fois semblables à celles observées en eau dure.

Il faut souligner que la gamme de dureté de l'eau étudiée durant cette étude est peu étalée, mais elle est représentative des cours d'eau du Québec. Les expériences analogues portant sur d'autres organismes ont généralement des classes de dureté de plus grande amplitude, soit de $5\text{-}200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (Mount, 1966), $0\text{-}150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (Kinkade et Erdman, 1975), $20\text{-}250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (Markich et Jeffree, 1994), $20\text{-}200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 (Wurts et Perschbacher, 1994).

Ces expériences ont aussi démontré que les organismes accumulent moins de métaux lorsque l'eau est plus dure. Ceci tend à confirmer le fait voulant que les ions de la dureté (Ca^{++} et Mg^{++}) entrent en compétition avec les ions Cd^{++} pour l'intégration dans les mousses. De plus, les résultats permettent de comparer les vitesses d'accumulation réalisées par les deux mousses aquatiques. Les vitesses sont généralement plus élevées chez *P. riparioides* comparativement aux vitesses observées pour *F. dalecarlica*, sauf à la concentration de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

- Modèle d'accumulation

La régression multiple de type pas à pas ("Stepwise Regression") a permis d'établir un modèle prédictif entre les principaux paramètres de l'étude (temps, concentration de Cd dans l'eau, dureté, interactions de ces paramètres et l'espèce de mousse) et l'accumulation de Cd par les bryophytes. L'intégration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec) ainsi que les résultats prédits par le modèle sont présentés pour chacune des deux muscinées à l'étude (figures 3, 4 et 5 pour *F. dalecarlica* et 6, 7 et 8 pour *P. riparioides*).

Tableau 6. Facteurs d'augmentation des concentrations (FAC) et facteurs de bioconcentration (FB) selon la contamination de Cd nominale (et mesurée) et le type de dureté pour l'accumulation.

Mousse	Contamination ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Type de dureté	FAC	FB
<i>F. dalecarlica</i>	0,8 (0,44)	très douce	7,0	102 000
	2 (1,07)	très douce	26,3	82 000
	10 (6,46)	très douce	77,4	158 000
	10 (6,50)	très douce	122,3	116 000
	0,8 (0,49)	douce	6,8	64 000
	2 (1,23)	douce	22,2	76 000
	10 (6,81)	douce	87,0	69 000
	10 (6,57)	douce	86,2	94 000
	0,8 (0,50)	dure	5,8	55 000
	2 (1,28)	dure	18,0	75 000
	10 (7,29)	dure	99,8	54 000
	10 (7,32)	dure	61,2	50 000
		<u>moyenne =</u>	51,7	83 000
<i>P. riparioides</i>	0,8 (0,44)	très douce	6,4	185 000
	2 (1,07)	très douce	14,2	200 000
	10 (6,46)	très douce	75,0	137 000
	10 (6,50)	très douce	101,7	111 000
	0,8 (0,49)	douce	6,7	129 000
	2 (1,23)	douce	16,5	113 000
	10 (6,81)	douce	50,5	82 000
	10 (6,57)	douce	61,2	87 000
	0,8 (0,50)	dure	6,8	106 000
	2 (1,28)	dure	14,4	100 000
	10 (7,29)	dure	74,0	71 000
	10 (7,32)	dure	41,8	59 000
		<u>moyenne =</u>	39,1	113 000

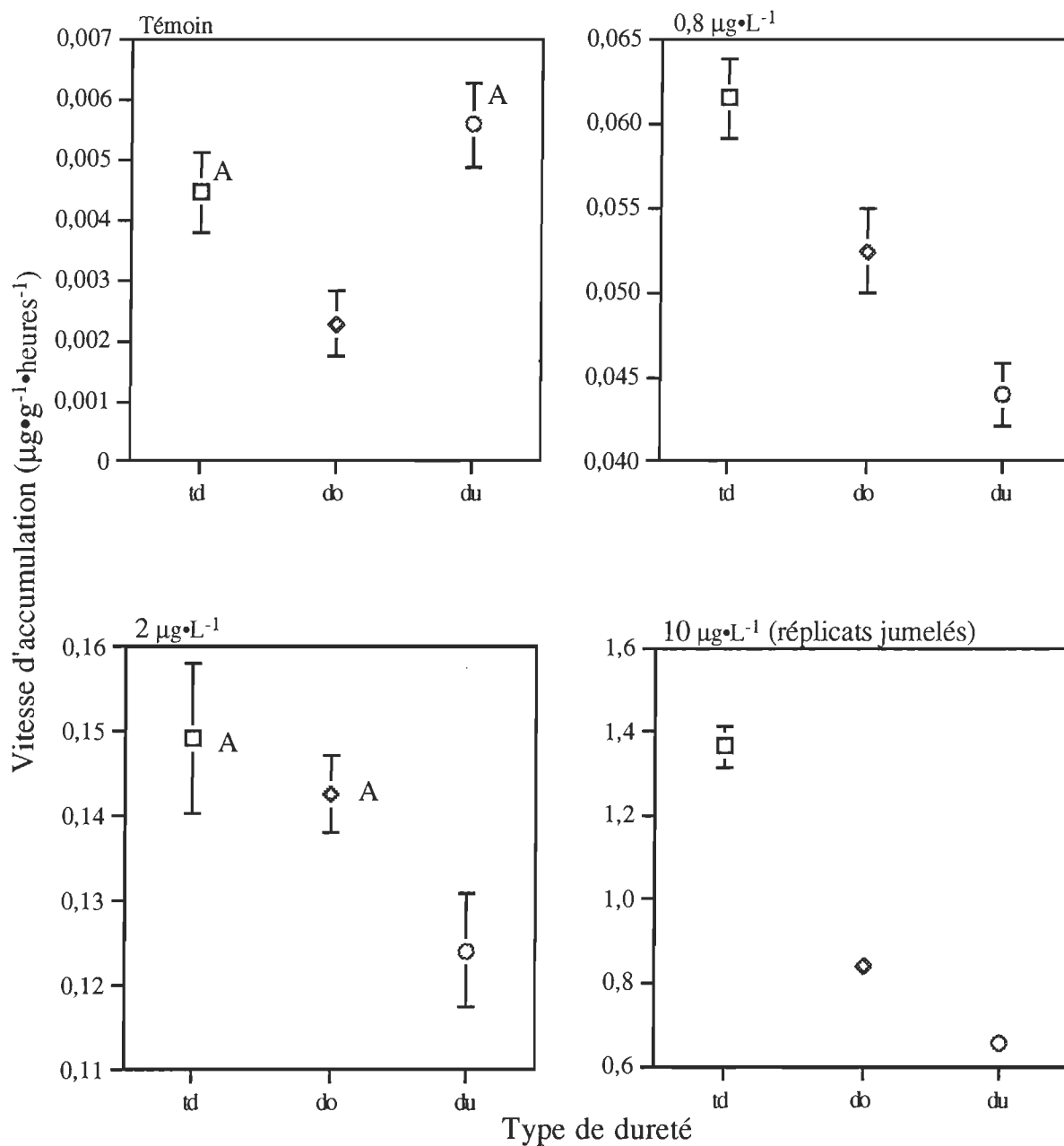
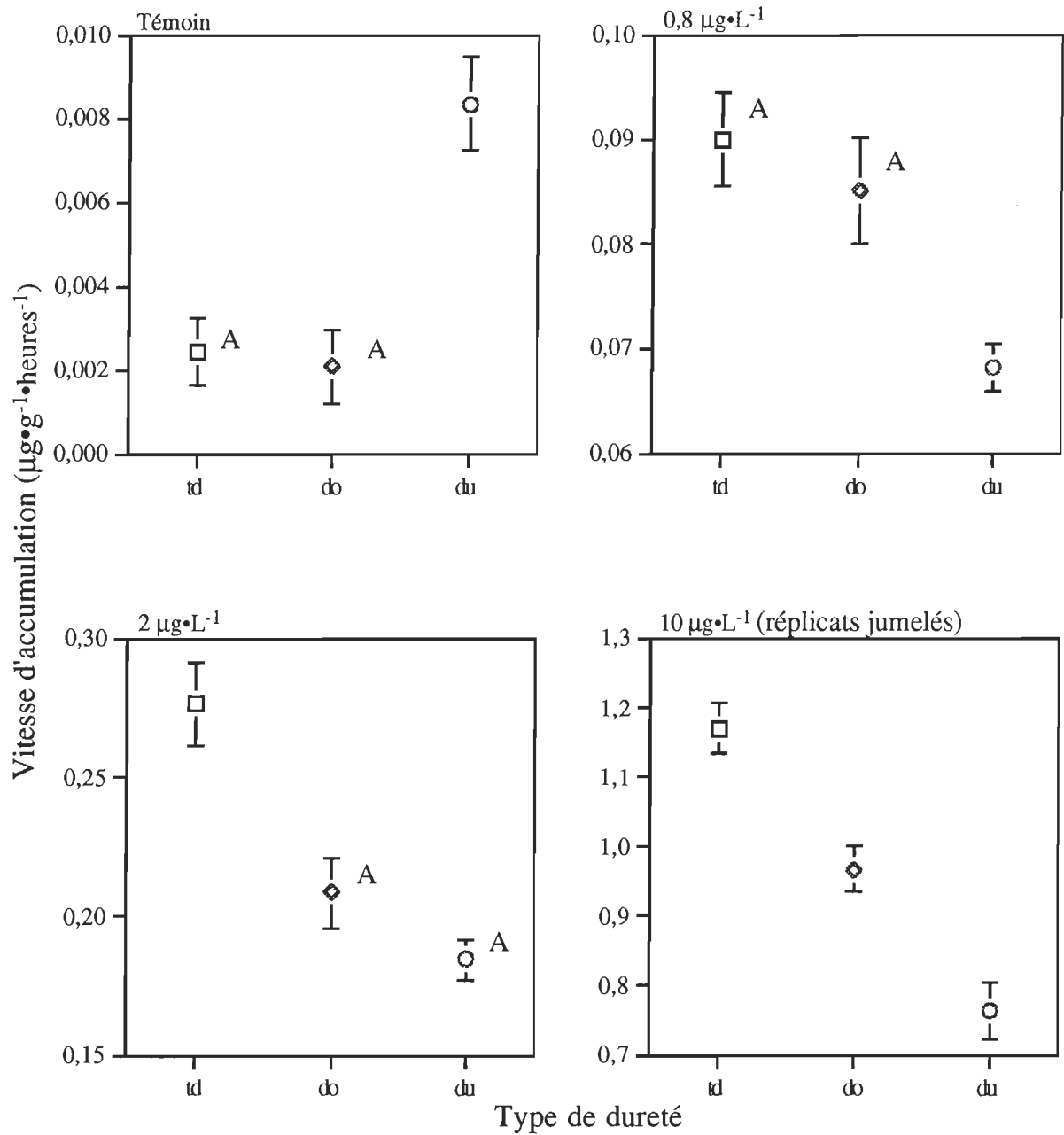


Figure 9. Les vitesses d'accumulation de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour *F. dalecarlica* selon l'exposition au Cd.



A Les vitesses identifiées par cette lettre ne sont pas significativement différentes (covariance; $p > 0,05$).

td: Vitesse d'accumulation en eau très douce

do: Vitesse d'accumulation en eau douce

du: Vitesse d'accumulation en eau dure

Figure 10. Les vitesses d'accumulation de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour *P. riparioides* selon l'exposition au Cd.

Les valeurs retenues pour prédire la concentration de Cd accumulée par les mousses sont, dans l'ordre: variable 1: le temps et la concentration de Cd dans l'eau, qui correspond au degré d'exposition (Marigomez et Ireland, 1989) (changement du $R^2 = 0,844$, $F=3225,3$, $p<0,0001$); variable 2: le degré d'exposition (le temps et la concentration de Cd dans l'eau) couplé à la dureté (changement du $R^2 = 0,066$, $F=438,7$, $p<0,0001$); variable 3: la concentration de Cd dans l'eau et la dureté (changement du $R^2 = 0,005$, $F=31,2$, $p<0,0001$); variable 4: l'espèce de mousse (changement du $R^2 = 0,003$, $F=25,5$, $p<0,0001$). Les coefficients de régression estimés par cette analyse déterminent l'équation suivante:

$$Y = -5,5080 + (0,2174 * V.1) - (0,0013 * V.2) + (0,1036 * V.3) + (23,1927 * V.4)$$

Où

- V.1 = le temps (heures) et la concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).
- V.2 = le temps (heures), la concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et la dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)
- V.3 = la concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et la dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)
- V.4 = la mousse soit *F. dalecarlica* = 0 et *P. riparioides* = 1

Ces quatre paramètres expliquent 91,77% de l'accumulation de Cd dans les mousses aquatiques. Le modèle de prédiction indique que le paramètre expliquant en majorité l'accumulation de Cd par les mousses aquatiques est le degré d'exposition (changement du $R^2 = 0,844$), c'est-à-dire la concentration de Cd dans l'eau et le temps d'exposition des bryophytes à cette concentration.

La deuxième variable est l'effet de la dureté de l'eau en interaction avec le degré d'exposition (changement du $R^2 = 0,066$). Ainsi, la dureté a un effet plus marqué à long terme sur l'accumulation de Cd par les mousses. La dureté a peu d'impact sur le taux initial de Cd bioaccumulé par les mousses, mais le Cd total accumulé par les bryophytes est plus important en eau très douce. Ces résultats

s'apparentent aux données observées par Kinkade et Erdman (1975) concernant l'influence de la dureté de l'eau sur l'accumulation de Cd par *Nitella flexilis* (algue) et *Elodea canadensis* (plante vasculaire). Dans cette recherche, la quantité de Cd accumulée après 2 jours est plus élevée en eau dure, mais après 21 jours, c'est en eau douce que les concentrations dans les organismes sont plus grandes.

La dureté de l'eau et la concentration de Cd constituent la troisième variable du modèle (changement du $R^2 = 0,005$), qui évoque possiblement l'influence de la dureté de l'eau sur la biodisponibilité de Cd pour les mousses. Ainsi, la présence croissante des ions Ca^{++} et Mg^{++} offre une résistance à l'accumulation de Cd et ils réduisent les vitesses d'accumulation.

Enfin, dernière variable du modèle, l'espèce de mousse influence faiblement, mais significativement l'accumulation de Cd dans les bryophytes (changement du $R^2 = 0,003$). En effet, le modèle confère une accumulation supérieure de Cd de $23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec chez *P. riparioides*. Cette variable, bien que faiblement significative, devient importante lorsque la contamination de Cd dans l'eau est faible, car l'accumulation totale de Cd est plus faible et la valeur d'accumulation supérieure ($23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec chez *P. riparioides*) prend alors de l'importance.

Les concentrations de Cd mesurées dans les mousses aquatiques s'approchent du plateau d'accumulation. Pour cette raison, le modèle est moins exact en fin d'expérience (figures 3 à 8). Néanmoins, le modèle prédictif permet, à partir de dosages de mousses et de données physicochimiques, d'estimer la concentration de Cd retrouvée dans l'eau, ou vice versa. Cependant, comparativement aux études *in vivo*, les études réalisées dans une eau reconstituée en laboratoire entraînent une surestimation de l'importance quantitative de

l'accumulation par les mousses (Mouvet, 1987; Mersch *et al.*, 1993b). Une plus grande biodisponibilité de Cd, peu de matières organiques dissoutes et en suspension expliquent que l'accumulation en laboratoire soit plus élevée qu'en milieu naturel.

4.2 Phase d'élimination

4.2.1 Physicochimie de l'eau

Les valeurs moyennes et les écarts types des paramètres physicochimiques lors de la phase d'élimination sont présentés au tableau 7. Pour les 15 systèmes expérimentaux, la dureté et l'alcalinité de l'eau sont demeurées généralement dans les gammes prévues. Les trois types de dureté de l'eau se singularisent; eau très douce, moyenne minimale (\bar{x}_{\min}) = 11,4, moyenne maximale (\bar{x}_{\max}) = 11,4 mg•L⁻¹ de CaCO₃; eau douce, \bar{x}_{\min} = 43,4, \bar{x}_{\max} = 43,5 mg•L⁻¹ de CaCO₃; eau dure, \bar{x}_{\min} = 89,8, \bar{x}_{\max} = 89,9 mg•L⁻¹ de CaCO₃. L'alcalinité est conforme aux gammes attendues dans tous les systèmes; \bar{x}_{\min} = 89,9, \bar{x}_{\max} = 95,4 mg•L⁻¹ de CaCO₃. Le pH est stable; \bar{x}_{\min} = 7,35, \bar{x}_{\max} = 7,45, mais légèrement au-dessus de 7,30. Les températures moyennes de l'eau sont stables; \bar{x}_{\min} = 15,6, \bar{x}_{\max} = 16,8°C. La conductivité varie également selon les types d'eau; eau très douce, \bar{x}_{\min} = 465, \bar{x}_{\max} = 467 µS•cm⁻¹; eau douce, \bar{x}_{\min} = 521, \bar{x}_{\max} = 523 µS•cm⁻¹; eau dure, \bar{x}_{\min} = 578, \bar{x}_{\max} = 588 µS•cm⁻¹. Le pourcentage d'oxygène dissous fluctue faiblement; \bar{x}_{\min} = 99, \bar{x}_{\max} = 104. Les écarts types sont généralement plus élevés que lors de la phase d'accumulation à cause des fréquents changements d'eau.

Tableau 7. Les moyennes (\pm écarts types) des paramètres physicochimiques de l'eau lors de l'élimination (n=45 sauf *n=24).

Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Dureté * ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	Alcalinité * ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\text{CaCO}_3$)	pH	Température (° C)	Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	%O ₂ dissous
0 a	11,4 \pm 0,2	91,0 \pm 9,4	7,40 \pm 0,15	16,2 \pm 0,8	465 \pm 72	104 \pm 6
0,8	11,4 \pm 0,2	90,9 \pm 9,3	7,43 \pm 0,19	16,4 \pm 0,7	465 \pm 70	103 \pm 5
2	11,4 \pm 0,2	90,8 \pm 9,1	7,39 \pm 0,15	16,6 \pm 0,7	466 \pm 70	101 \pm 5
10	11,4 \pm 0,2	90,7 \pm 9,1	7,39 \pm 0,16	16,8 \pm 0,9	467 \pm 70	100 \pm 6
10 b	11,4 \pm 0,2	90,7 \pm 9,0	7,38 \pm 0,13	16,6 \pm 0,7	466 \pm 70	101 \pm 6
0 a	43,4 \pm 0,4	89,9 \pm 9,4	7,38 \pm 0,13	16,4 \pm 1,1	521 \pm 64	99 \pm 4
0,8	43,4 \pm 0,4	90,0 \pm 9,5	7,40 \pm 0,16	16,5 \pm 1,1	522 \pm 63	99 \pm 4
2	43,5 \pm 0,4	89,9 \pm 9,4	7,37 \pm 0,13	16,4 \pm 1,1	522 \pm 64	99 \pm 4
10	43,5 \pm 0,4	89,9 \pm 9,4	7,37 \pm 0,14	16,4 \pm 1,1	522 \pm 63	99 \pm 4
10 b	43,5 \pm 0,4	90,0 \pm 9,5	7,35 \pm 0,12	16,2 \pm 1,2	523 \pm 63	100 \pm 4
0 a	89,8 \pm 1,0	95,3 \pm 8,3	7,43 \pm 0,19	16,3 \pm 0,8	585 \pm 50	100 \pm 4
0,8	89,8 \pm 1,0	95,3 \pm 8,2	7,45 \pm 0,21	16,4 \pm 0,8	586 \pm 49	100 \pm 4
2	89,8 \pm 1,0	95,4 \pm 8,3	7,41 \pm 0,16	16,0 \pm 0,9	586 \pm 49	100 \pm 4
10	89,9 \pm 1,0	95,3 \pm 8,2	7,43 \pm 0,19	16,6 \pm 1,0	578 \pm 49	100 \pm 5
10 b	89,8 \pm 1,0	95,3 \pm 8,3	7,40 \pm 0,16	15,6 \pm 1,1	588 \pm 49	100 \pm 5

a = Système témoin

b = Système en répliat

4.2.2 Concentration de Cd dans l'eau

Le tableau 8 montre la moyenne et l'écart type des mesures de la concentration de Cd obtenues pour les 15 aquariums lors de la phase d'élimination. Les systèmes expérimentaux ne sont pas exempts de contamination. En effet, les mousses évacuent de fortes quantités de toxiques, ce qui fait augmenter la concentration de Cd dans l'eau.

Les témoins ont été soumis à une eau sans contaminant ($<0,15 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Les bryophytes qui ont subi précédemment une contamination de $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd, baignent à l'élimination dans une eau contaminée à $0,21 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Cd selon la moyenne. Une contamination subsiste aussi dans les autres aquariums soit $0,34 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd dans les systèmes de $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd et $1,63 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd pour les systèmes de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd.

La figure 11 montre les concentrations de Cd mesurées dans l'eau lors de la phase d'élimination pour l'aquarium à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce. Cet exemple démontre l'évolution en dent de scie qui est due au Cd relargué par les mousses et qui s'accumule dans l'aquarium avant chaque changement d'eau. Les variations de la concentration de Cd dans l'eau pour les autres aquariums sont présentées à l'annexe 5.

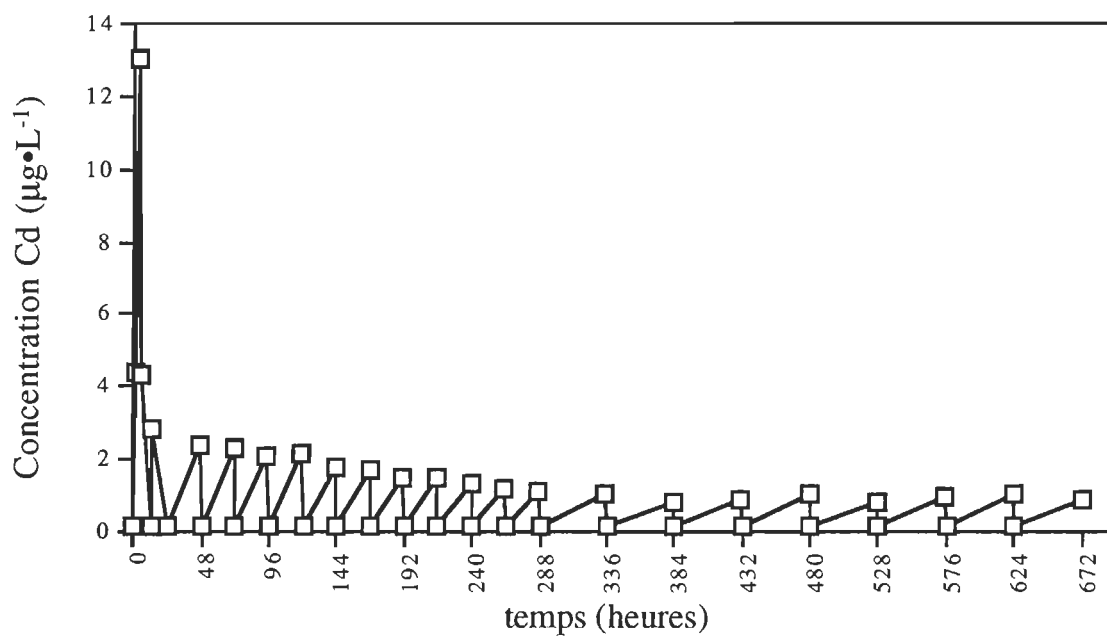


Figure 11. Concentrations de Cd mesurées lors de la phase d'élimination pour le système contaminé à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en eau très douce.

Tableau 8. La concentration moyenne de Cd (\pm écart type) durant la phase d'élimination selon l'exposition subie préalablement et la dureté (n=44).

Exposition subie ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Dureté	Moyenne de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
0 (témoin)	eau très douce	< 0,15
0,8	eau très douce	$0,20 \pm 0,13$
2,0	eau très douce	$0,27 \pm 0,27$
10,0	eau très douce	$1,07 \pm 0,84$
10,0 (réplicat)	eau très douce	$1,25 \pm 1,20$
0 (témoin)	eau douce	< 0,15
0,8	eau douce	$0,19 \pm 0,07$
2,0	eau douce	$0,38 \pm 0,29$
10,0	eau douce	$1,77 \pm 1,30$
10,0 (réplicat)	eau douce	$1,98 \pm 1,81$
0 (témoin)	eau dure	< 0,15
0,8	eau dure	$0,23 \pm 0,11$
2,0	eau dure	$0,39 \pm 0,29$
10,0	eau dure	$1,81 \pm 1,51$
10,0 (réplicat)	eau dure	$1,68 \pm 1,22$

4.2.3 Élimination de Cd par les mousses aquatiques

- Profils d'élimination

Les figures 12, 13 et 14 ainsi que 15, 16 et 17 présentent respectivement la cinétique d'élimination de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de poids sec) et les résultats du modèle de prédiction pour *F. dalecarlica* et *P. riparioides*. Dans ces graphiques, chaque valeur de Cd est une valeur moyenne de trois dosages. On constate que l'élimination de Cd accumulé est très lente.

Plusieurs études rapportent que l'élimination est un phénomène beaucoup plus lent que l'accumulation (Mouvet, 1985, 1986, 1987; Mersch *et al.*, 1993b; Mouvet *et al.*, 1993). Mouvet (1985) suggère qu'une partie des cations soit progressivement accumulée dans les couches profondes de la paroi ou diffuse à l'intérieur de la cellule. Ainsi, les métaux sont principalement accumulés dans la paroi cellulaire (Satake et Miyasaka, 1984; Brown et Beckett, 1985; Brown et Wells, 1990), mais aussi à l'intérieur de la cellule (Kelly *et al.*, 1987). Les cinétiques d'élimination se réaliseraient en deux phases, une première correspondant à la fraction extracellulaire et qui produirait une élimination rapide, et la seconde, plus lente, correspondrait à une fraction intracellulaire.

Selon Claveri (1995), l'élimination se fait plutôt selon trois fractions métalliques distinctes: 1) une fraction intercellulaire, dont les métaux sont présents dans les espaces libres de la paroi, c'est-à-dire l'apoplasme, 2) une fraction échangeable correspondant aux métaux adsorbés dans les structures surfaciques de la paroi, 3) une fraction résiduelle, difficilement échangeable, dont au moins une partie serait localisée dans la cellule. Ainsi, l'addition de la fraction intercellulaire et

échangeable correspond à la fraction réversible, et la fraction résiduelle à la fraction irréversible, difficilement éliminée (Claveri, 1995).

- Facteurs de contamination résiduelle (FCR) et pourcentages d'élimination (%É)

Le tableau 9 présente les FCR et les %É de chaque système selon les concentrations de Cd nominales (et mesurées) et la dureté de l'eau. Les FCR démontrent bien que l'élimination de Cd est très lente. Ainsi, un FCR = 1 correspond à une élimination nulle, un FCR < 1 correspond à une accumulation et un FCR > 1, à une élimination réelle.

Les FAC étaient de l'ordre de 5,8 à 122,3 lors de l'accumulation (tableau 6) et à l'élimination, les FCR ne dépassent pas un facteur de 2 (tableau 9). Au cours de la même période de temps, les mousses aquatiques ont donc accumulé beaucoup plus de Cd qu'elles en ont relargué par la suite. Ainsi, les mousses accumulent plus rapidement les métaux, la phase d'élimination est très lente, produisant un "effet mémoire" des contaminations chez les mousses (Wehr, 1983; Mouvet, 1986; Mouvet *et al.*, 1993). Cela constitue un avantage important pour les études en milieu naturel, permettant de doser des contaminations épisodiques, sporadiques ou accidentelles.

Les %É maximaux sont respectivement de 39,4% et 47,5% pour *F. dalecarlica* et *P. riparioides*. À noter qu'une légère accumulation a été décelée dans deux systèmes pendant la phase d'élimination, soit pour *F. dalecarlica* en eau douce à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et pour *P. riparioides* en eau douce à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

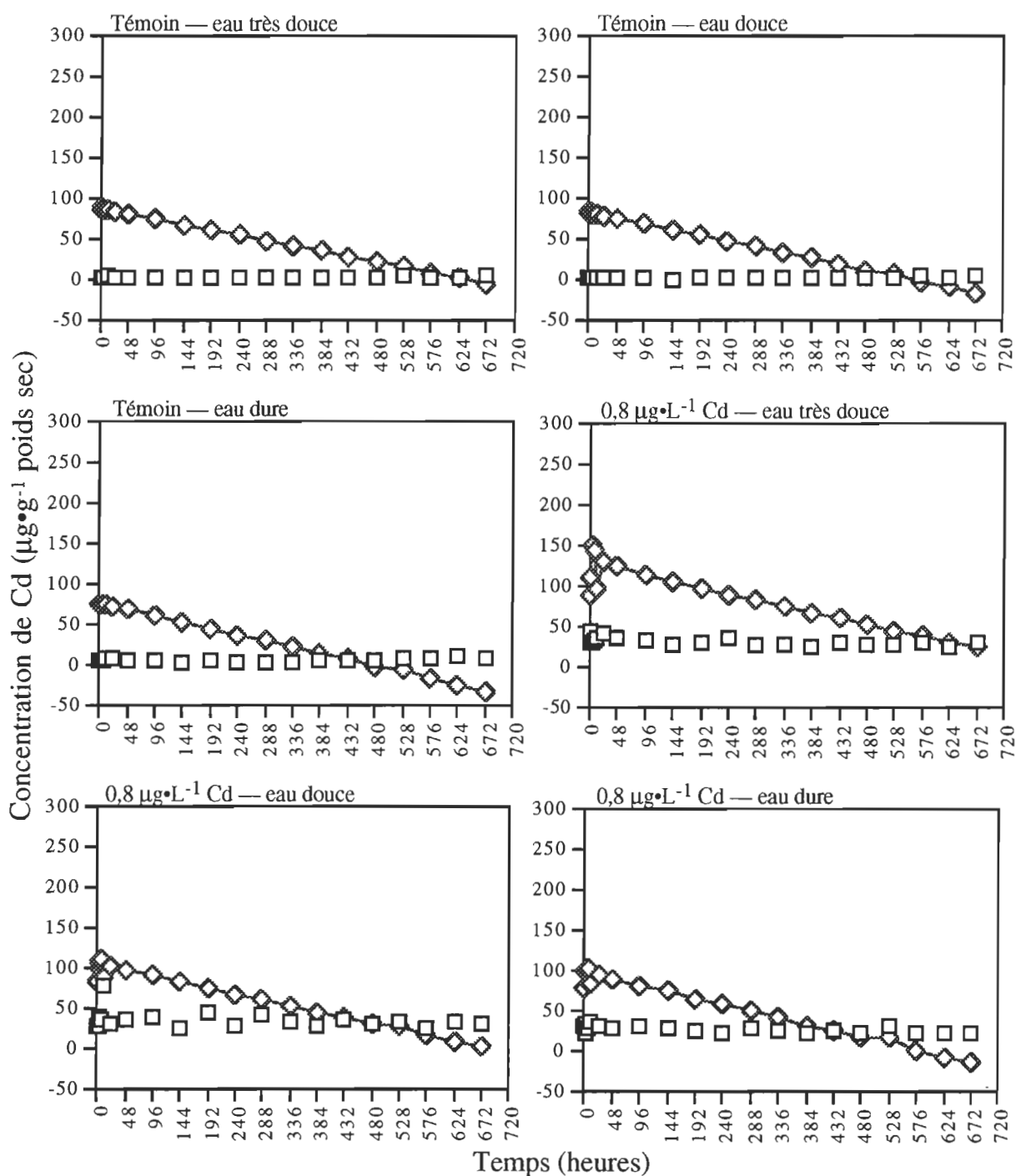


Figure 12. Cinétique d'élimination (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

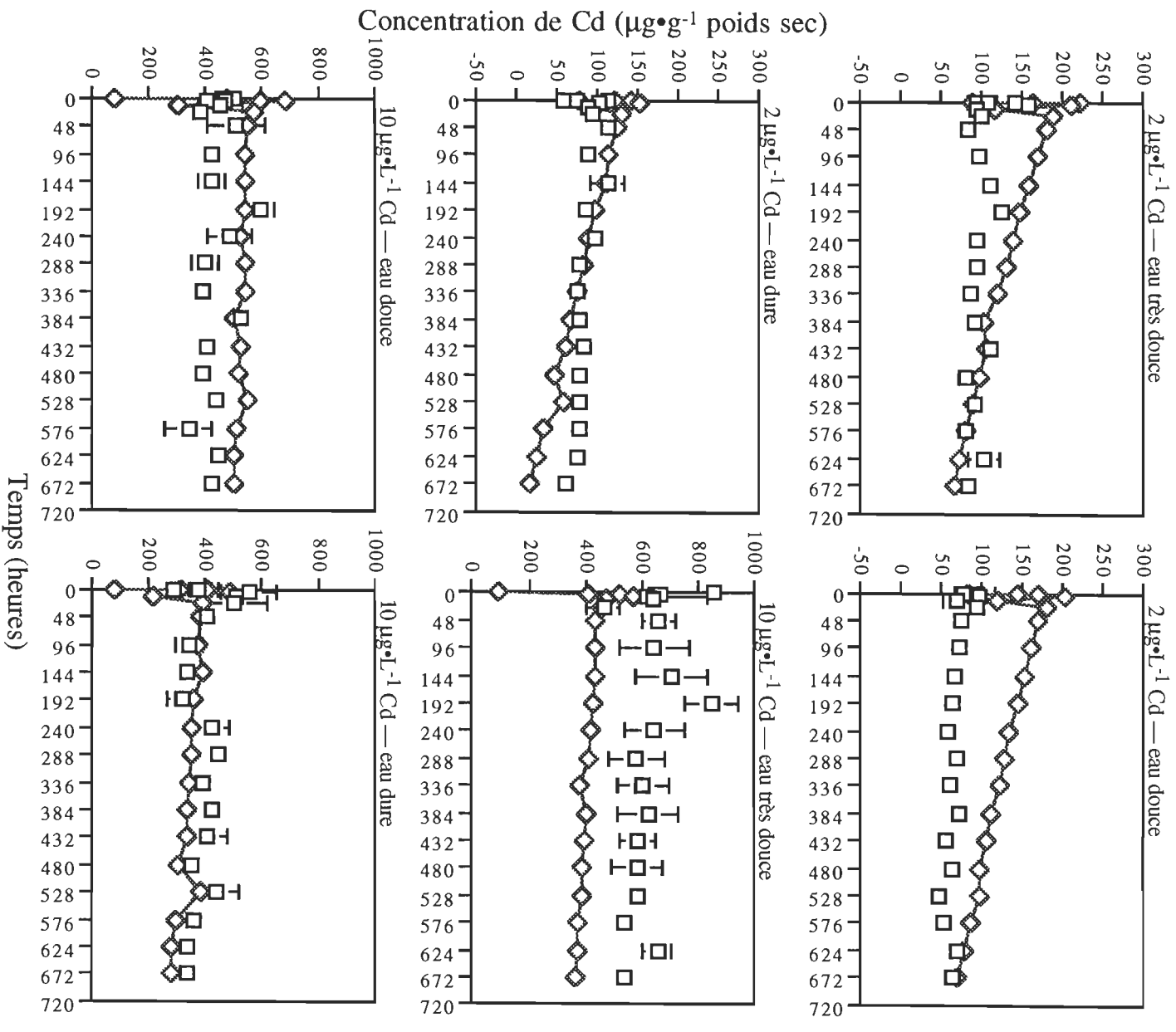


Figure 13. Cinétique d'élimination (\square) et modèle de prédiction (\diamond) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

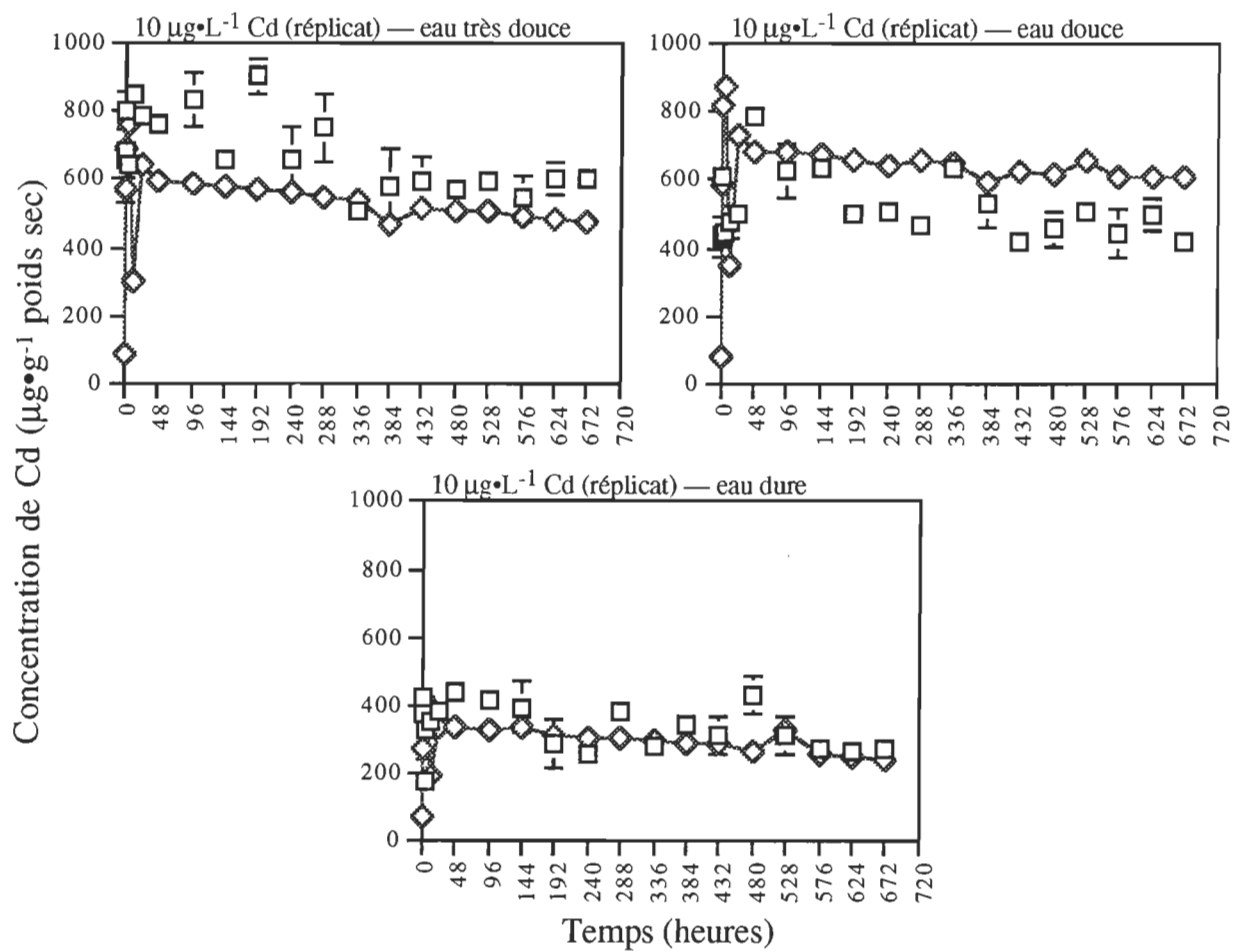


Figure 14. Cinétique d'élimination (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *F. dalecarlica* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

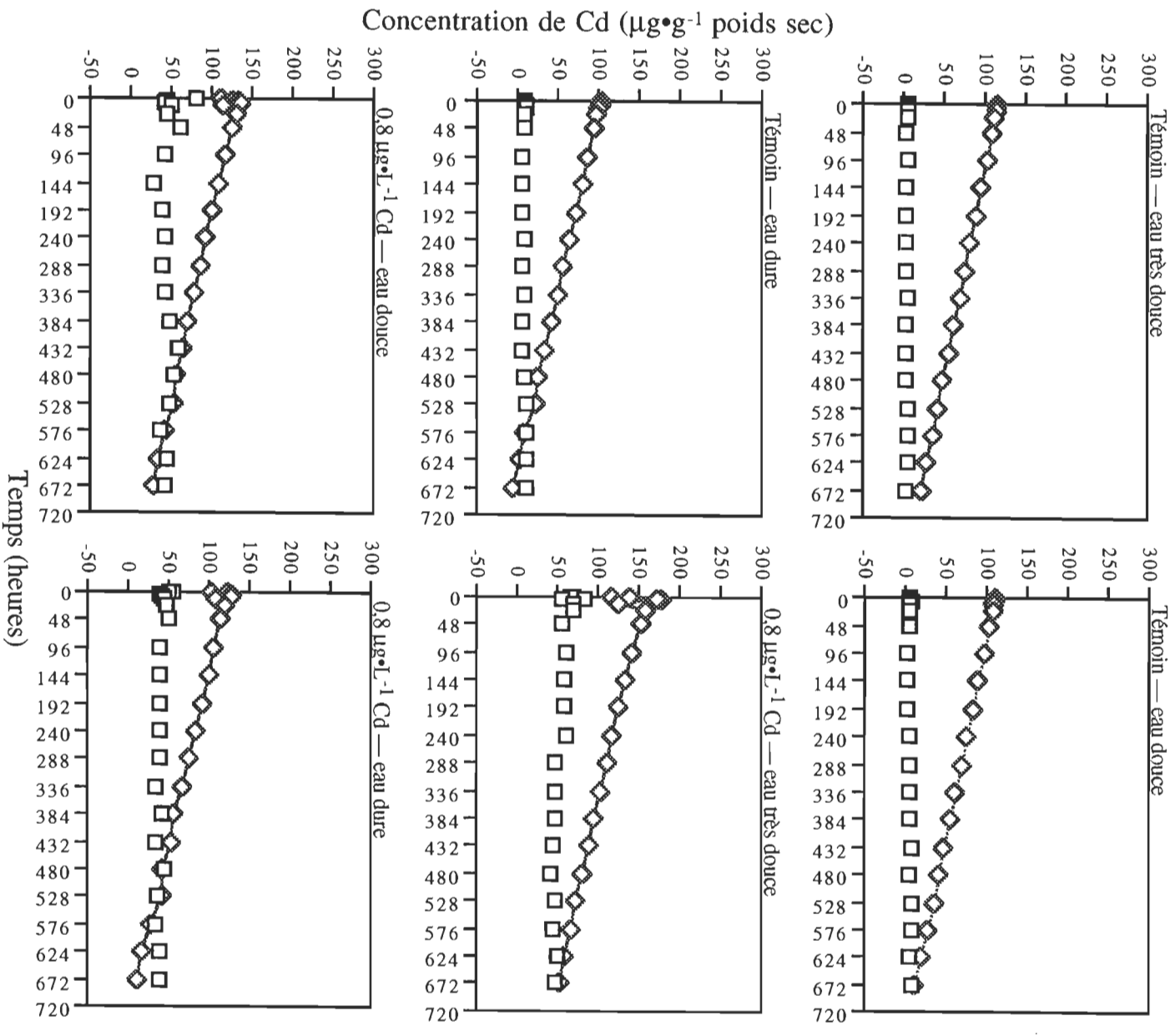


Figure 15. Cinétique d'élimination (\square) et modèle de prédiction (\diamond) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

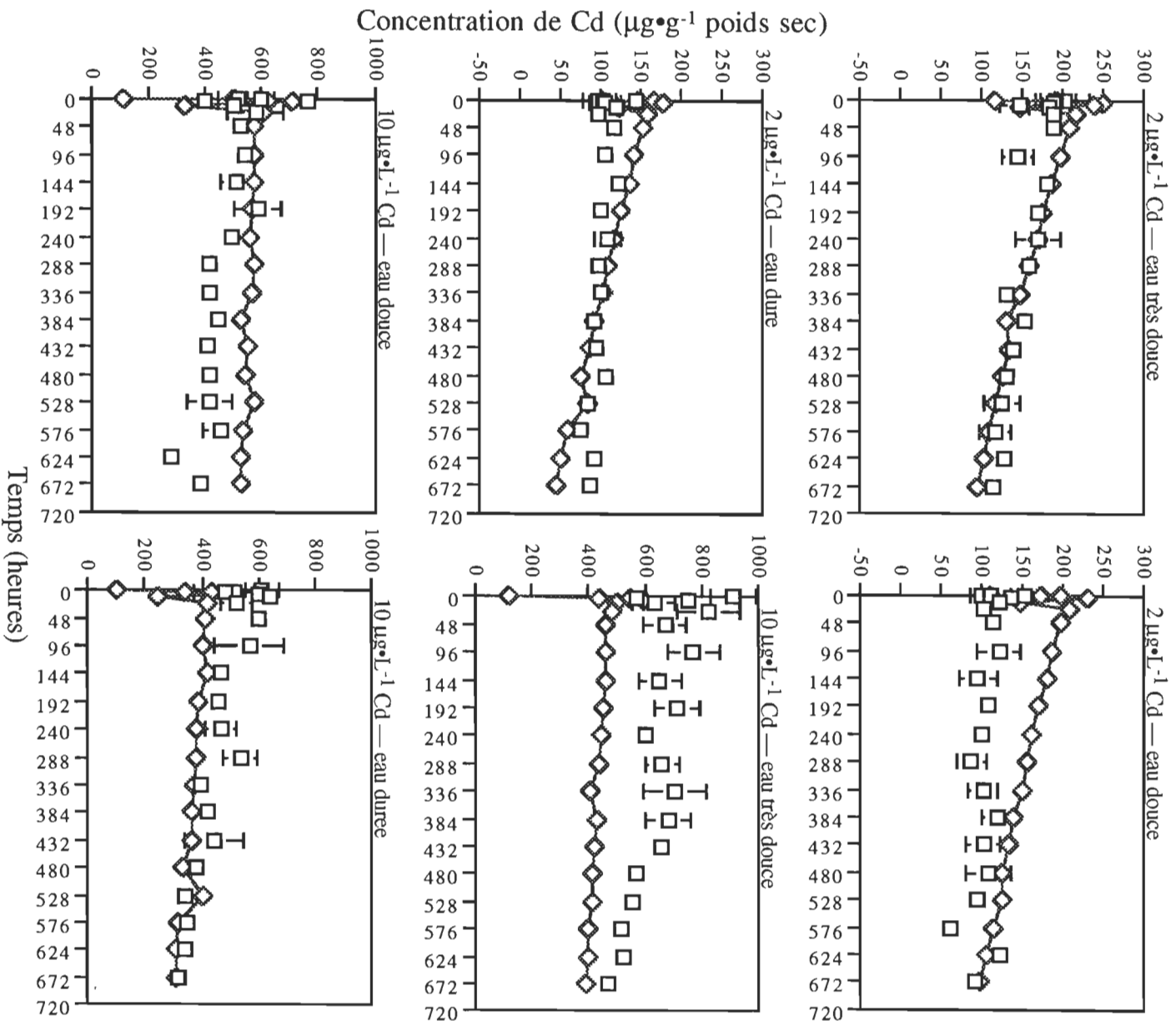


Figure 16. Cinétique d'élimination (□) et modèle de prédiction (-◇-) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

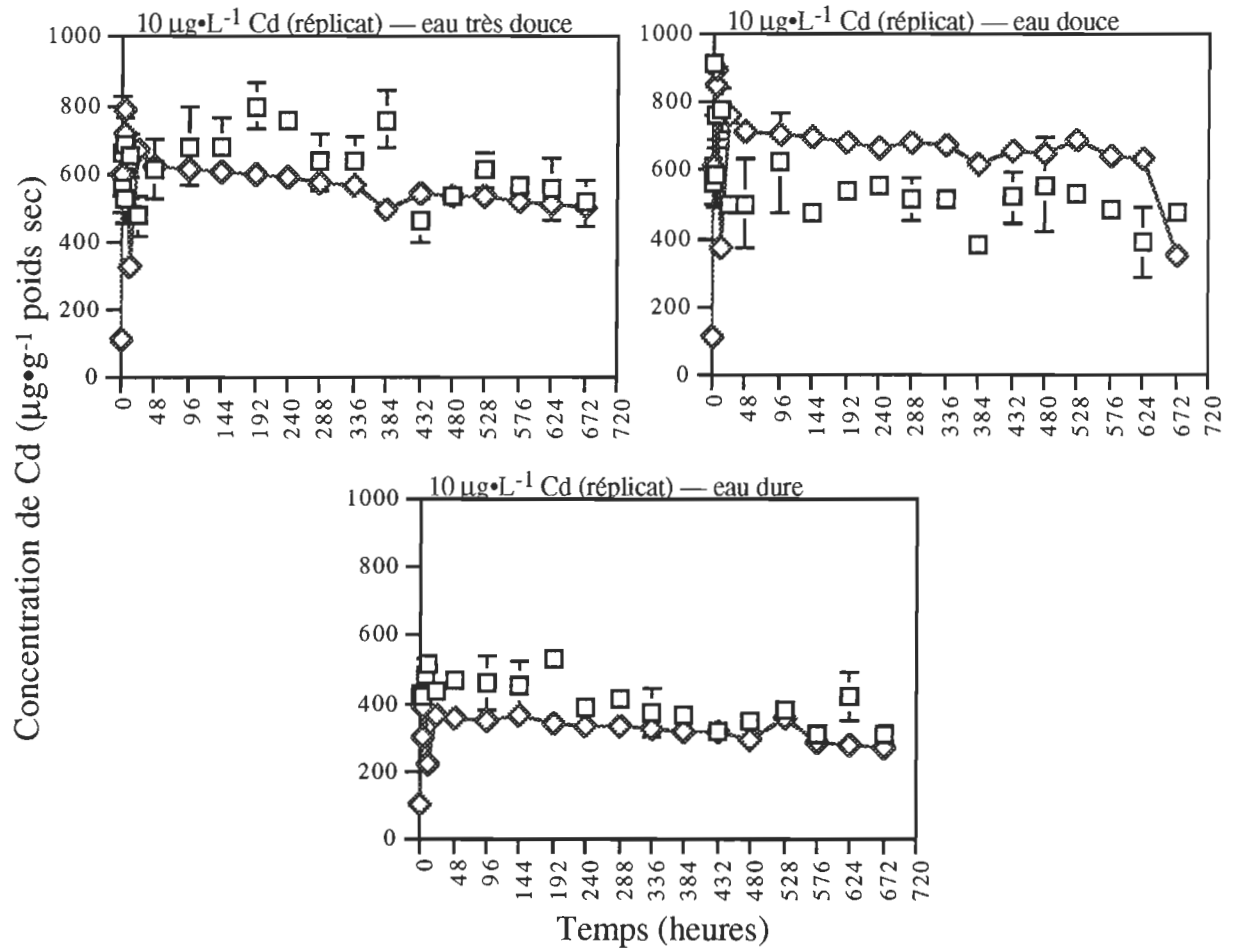


Figure 17. Cinétique d'élimination (\square) et modèle de prédiction ($-\diamond-$) pour *P. riparioides* selon l'exposition de Cd et le type de dureté de l'eau.

Il n'y a pas de différence significative entre les FCR (Wilcoxon apparié, $n=12$, $z=-1,303$, $p=0,193$) et les %É (Wilcoxon apparié, $n=12$, $z=-0,078$, $p=0,948$) des deux mousses aquatiques, l'élimination se fait au même rythme indépendamment de l'espèce de mousses aquatiques.

- Vitesses d'élimination

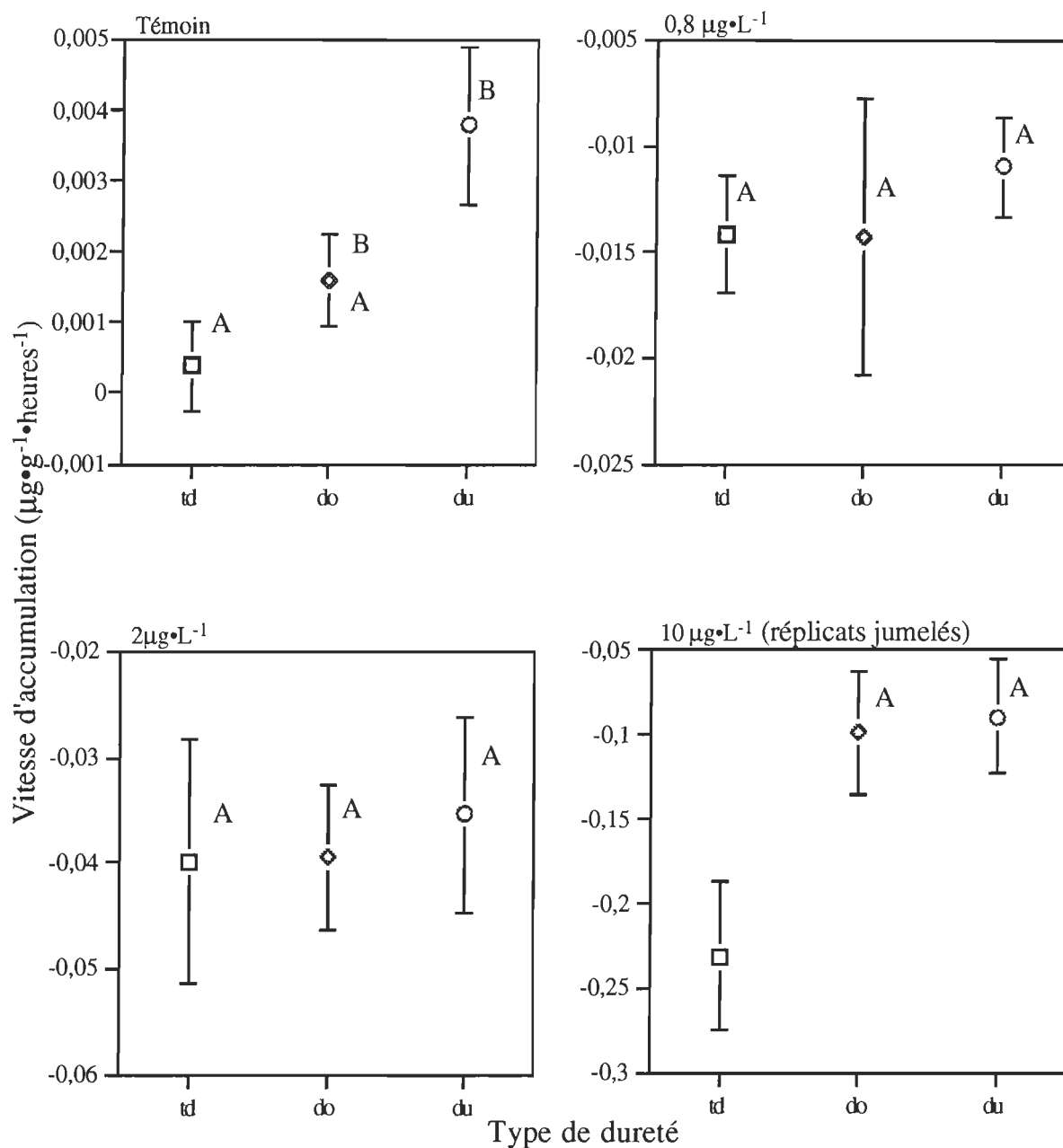
La vitesse d'élimination, c'est-à-dire la pente, a été calculée par régression simple pour chacun des systèmes. La vitesse d'élimination et l'écart type obtenus pour chaque enceinte expérimentale sont présentés aux figures 18 (*F. dalecarlica*) et 19 (*P. riparioides*), une figure par niveau d'exposition préalable a été présentée: témoin, 0,8 2, et 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd (réplicats jumelés).

Un test de covariance a permis de vérifier si la dureté de l'eau influence les vitesses d'élimination. Les vitesses d'élimination qui ne sont pas significativement différentes sont notées sur les figures 18 et 19. Les résultats complets des tests de covariance sont présentés à l'annexe 6 (*F. dalecarlica*) et à l'annexe 7 (*P. riparioides*).

En général, il y a peu de différences significatives des vitesses d'élimination observées entre l'eau très douce, douce et dure. Ainsi, les résultats indiquent qu'il n'y a pas d'effet significatif de la dureté de l'eau sur les vitesses d'élimination tant chez *F. dalecarlica* (figure 18) que chez *P. riparioides* (figure 19).

Tableau 9. Facteurs de contamination résiduelle (FCR) et pourcentages d'élimination (%É) pour les deux mousses selon l'exposition subie préalablement (Cd nominal) et le type de dureté pour l'élimination.

Mousse	Exposition subie ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Type de dureté	FCR	%É
<i>F. dalecarlica</i>	0,8	très douce	1,6	37,3
	2,0	très douce	1,0	0,4
	10,0	très douce	1,4	30,1
	10,0 (réplicat)	très douce	1,3	24,7
	0,8	douce	0,9	-9,7
	2,0	douce	1,4	29,9
	10,0	douce	1,2	13,8
	10,0 (réplicat)	douce	1,3	24,5
	0,8	dure	1,4	27,4
	2,0	dure	1,6	39,4
	10,0	dure	1,1	7,4
	10,0 (réplicat)	dure	1,6	35,9
		<u>moyenne =</u>	1,3	-----
<i>P. riparioides</i>	0,8	très douce	1,4	29,9
	2,0	très douce	1,7	40,4
	10,0	très douce	1,8	45,4
	10,0 (réplicat)	très douce	1,2	18,6
	0,8	douce	1,9	47,5
	2,0	douce	0,9	-6,8
	10,0	douce	1,8	44,7
	10,0 (réplicat)	douce	1,3	23,4
	0,8	dure	1,4	30,1
	2,0	dure	1,6	38,9
	10,0	dure	1,9	46,5
	10,0 (réplicat)	dure	1,2	15,3
		<u>moyenne =</u>	1,5	-----



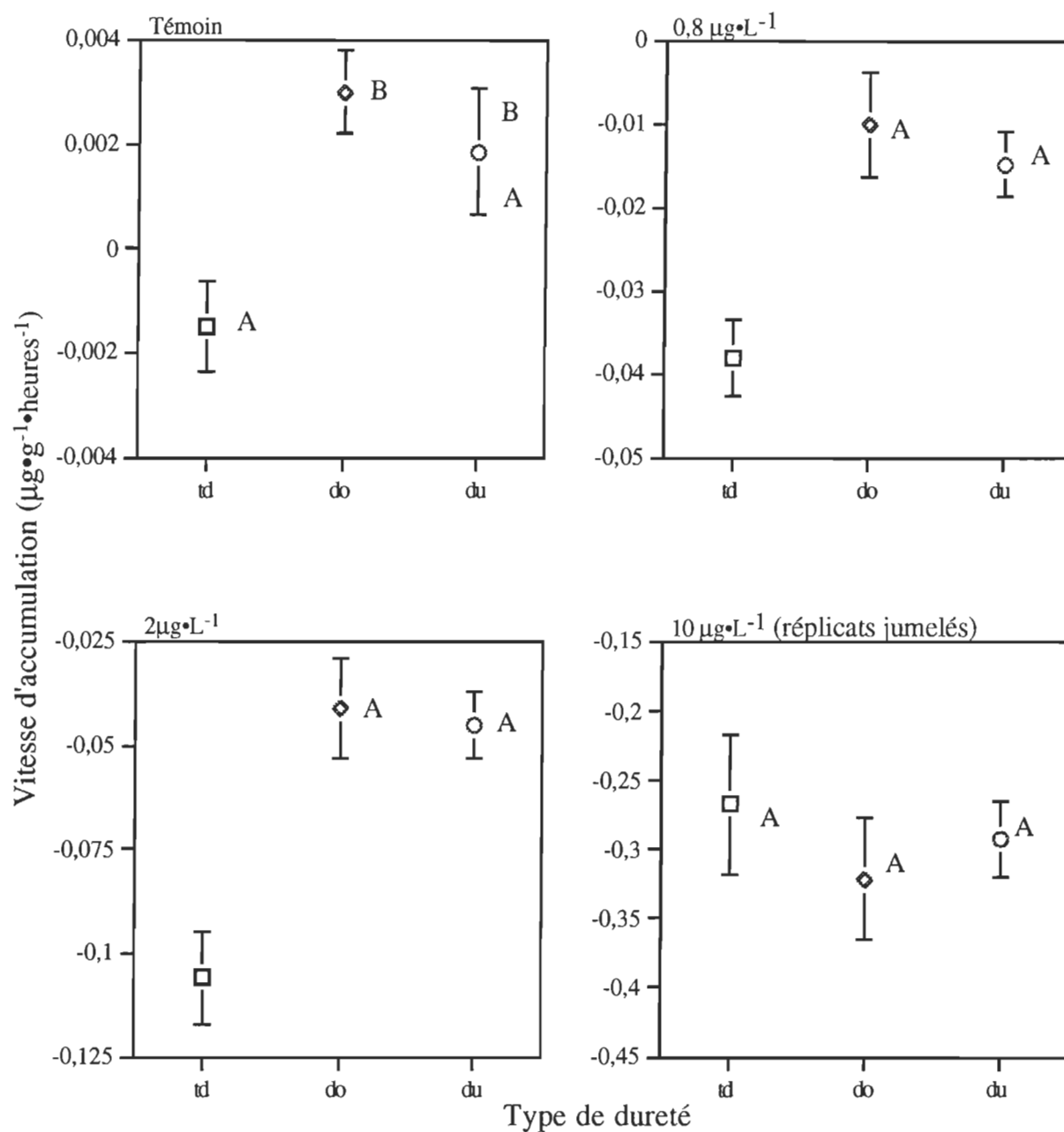
A ou B: Les vitesses identifiées par ces lettres ne sont pas significativement différentes (covariance; $p > 0,05$).

td: Vitesse d'élimination en eau très douce

do: Vitesse d'élimination en eau douce

du: Vitesse d'élimination en eau dure

Figure 18. Les vitesses d'élimination de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour *F. dalecarlica* selon l'exposition au Cd.



A ou B: Les vitesses identifiées par ces lettres ne sont pas significativement différentes (covariance; $p>0,05$).

td: Vitesse d'élimination en eau très douce

do: Vitesse d'élimination en eau douce

du: Vitesse d'élimination en eau dure

Figure 19. Les vitesses d'élimination de Cd (\pm écarts types) à différentes duretés de l'eau pour *P. riparioides* selon l'exposition au Cd.

- Modèle d'élimination

L'élimination de Cd par les mousses ainsi que les résultats prédits par le modèle sont présentés aux figures 12 à 14 (*F. dalecarlica*) et 15 à 17 (*P. riparioides*). Les valeurs retenues pour prédire la concentration de Cd éliminée par les mousses sont dans l'ordre; variable 1: la concentration de Cd dans l'eau (changement du $R^2 = 0,570$, $F=739,9$, $p<0,0001$); variable 2: la concentration de Cd dans l'eau et la dureté (changement du $R^2 = 0,083$, $F=142,2$ $p<0,0001$); variable 3: le degré d'exposition (temps et concentration de Cd dans l'eau) (changement du $R^2 = 0,040$, $F=77,4$ $p<0,0001$); variable 4: le temps (changement du $R^2 = 0,013$, $F=25,8$, $p<0,0001$). Les coefficients de régression estimés par cette analyse déterminent l'équation suivante:

$$Y = 78,7562 + (177,9287 * V.1) - (1,3906 * V.2) + (0,2062 * V.3) - (0,1909 * V.4)$$

Où V.1 = Concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
 V.2 = Concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et la dureté ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)
 V.3 = Le temps (heures) et concentration de Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
 V.4 = Le temps (heures)

Ces quatre paramètres expliquent 70,56% de l'élimination de Cd dans les mousses aquatiques. Le modèle prédictif indique que la concentration de Cd dans l'eau est le principal paramètre qui contrôle l'élimination de Cd par les mousses aquatiques (changement du $R^2 = 0,570$). À cet effet, rappelons que les bryophytes cherchent à atteindre un niveau d'équilibre avec le milieu, puisque le Cd n'est pas un élément régulé et essentiel (Lymburner, 1974; Goulet et Laliberté, 1982; Robinson et Ryan, 1986; Mersch, 1993).

La concentration de Cd dans l'eau conjuguée à la dureté constituent la deuxième variable (changement du $R^2 = 0,083$). Bien que la dureté de l'eau n'influence pas les vitesses d'élimination, ce paramètre entre dans le modèle. Ainsi, les ions de la dureté (Ca^{++} , Mg^{++}) influencent possiblement l'élimination de Cd soit de façon indirecte, soit en augmentant la charge ionique de l'eau.

La troisième variable, le temps jumelé à la concentration de Cd (changement du $R^2 = 0,040$) et la quatrième variable, le temps (changement du $R^2 = 0,013$) tiennent compte du facteur temps. Le facteur temps est ici moins important que lors de l'accumulation. Cela est dû au fait que l'élimination étant faible, il y a peu de différence entre les concentrations de Cd mesurées dans les mousses en début et en fin d'expérience.

Le modèle de prédiction ne tient pas compte de l'espèce étudiée, l'élimination de Cd est semblable pour les deux espèces de mousses aquatiques (figures 12 à 17), comme déjà démontré dans cette expérience avec les résultats des FCR et des %É.

5. DISCUSSION

Le premier objectif de cette étude consistait à évaluer l'utilisation des mousses aquatiques en tant que bioindicateur de la contamination de l'eau par le Cd. L'accumulation de Cd par les mousses aquatiques est rapide et considérable, ce qui démontre à la fois le potentiel intégrateur exceptionnel et la sensibilité de ce bioindicateur. L'accumulation de Cd est beaucoup plus forte dans les systèmes contaminés que dans les témoins. Les facteurs d'accumulation (FAC), les facteurs de bioconcentration (FB), les vitesses d'accumulation et le modèle de prédiction ont montré la forte accumulation de Cd par les mousses dans les systèmes contaminés.

Les résultats des phases d'élimination ont démontré que le phénomène d'élimination est lent. La contamination de Cd est encore présente après 28 jours d'élimination, aucune mousse provenant d'un aquarium contaminé n'ayant retrouvé sa concentration naturelle observée au début des expériences. Les mousses se caractérisent donc par un "effet mémoire" de leur exposition au Cd. Grâce à l'effet mémoire, les mousses peuvent être utilisées pour le suivi de rejets épisodiques, sporadiques ou accidentels.

Le second objectif de l'étude était de vérifier l'influence des ions de la dureté de l'eau (Ca^{++} , Mg^{++}) sur l'accumulation et l'élimination de Cd par les mousses aquatiques. Les résultats ont démontré que la dureté de l'eau influençait l'accumulation de Cd. Cette influence est significative lorsque la différence de dureté est substantielle, par exemple entre les eaux très douces ($\approx 15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et dures ($\approx 90 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3). L'accumulation de Cd réalisée dans une eau de dureté intermédiaire ($\approx 45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) a parfois été

significativement différente, parfois non significativement différente des vitesses d'accumulation obtenues en eau très douce ou dure.

Ainsi, la différence observée de $45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 entre deux types de dureté (eau douce et dure) n'est pas suffisante pour influencer significativement l'accumulation dans les mousses. En dessous de cette valeur, la différence de l'accumulation notée entre les mousses résulte du fruit des fluctuations naturelles, de la variabilité intra espèce, ou d'autres facteurs du milieu, tels le courant de l'eau (Claveri, 1995), le pH, l'alcalinité, les phénomènes de synergie, etc.

Cette différence de dureté ($45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) a été établie avec des comparaisons dans une gamme de dureté inférieure à $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 en étude *in vitro*. En milieu naturel, les hausses de dureté s'accompagnent souvent d'une hausse de pH. Or, l'augmentation de pH a un effet inverse à celui de la dureté sur l'accumulation du Cd par les mousses, c'est-à-dire une augmentation de l'absorption (Whitton *et al.*, 1982; Peterson *et al.*, 1984; Caines *et al.*, 1985; Campbell et Stokes, 1985; Cusimano *et al.*, 1986; Harrison *et al.*, 1986; Demon *et al.*, 1988; Schenck *et al.*, 1988). Ce facteur compensatoire porte à croire qu'en milieu naturel, le seuil de $45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3 est peut-être conservateur. D'autres recherches en milieu naturel s'imposent afin de vérifier la validité de cette valeur.

De fait, Wells et Brown (1987, 1990) ont observé l'effet inhibiteur de la présence du Ca, Mg, Na et K sur l'accumulation de Cd extra et intracellulaire de la bryophyte *Rhytidiadelphus squarrosus*, ce qui démontre l'effet de l'environnement ionique sur l'accumulation de Cd. Ainsi, ces ions inhibent l'accumulation intracellulaire de Cd, ce qui suggère que ces éléments utilisent les mêmes sites de transport ou de fixation cellulaire. Le Cd, élément non physiologique, profiterait

d'une forte capacité de complexation avec les sites de surface de la paroi et de certaines propriétés chimiques semblables à d'autres éléments physiologiques, comme les ions Ca^{++} et Mg^{++} , pour passer la membrane plasmique.

Breuer et Melzer (1990) ont fait un classement décroissant de l'accumulation préférentielle chez les sphaignes: $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na} > \text{NH}_4$. Ce classement semble démontrer l'existence d'une compétition entre le Cd et les ions Ca^{++} et Mg^{++} telle qu'observée dans nos expériences. Les ions Mg^{++} auraient moins d'influence comparativement aux ions Ca^{++} sur la diminution de l'accumulation de Cd (Gill et Eppe, 1992).

Cette étude a porté sur l'effet global de la dureté de l'eau, paramètre intégrant deux facteurs importants du milieu naturel (ions Ca^{++} et Mg^{++}). Plusieurs études ont démontré l'impact du Ca et du Mg sur la diminution de l'accumulation de métaux lourds par divers organismes (Kinkade et Erdman, 1975; Wells et Brown, 1987, 1990; Markich et Jeffree, 1994, Wurts et Perschbacher, 1994), tandis que d'autres ont porté uniquement sur l'effet protecteur des ions Ca^{++} (Pickering et Puia, 1969; O'Shea et Mancy, 1978; Say et Whitton, 1983; Wehr et Whitton, 1983).

Les deux modèles de prédiction de type pas à pas ("Stepwise Regression"), un pour l'accumulation et l'autre pour l'élimination, n'ont pas été testés avec des données du milieu naturel. Étant donné que l'accumulation réalisée durant l'expérience était très forte, les modèles vont possiblement surestimer l'accumulation ou l'élimination réelles produites en milieu naturel (Mouvet, 1986, 1987; André et Lascombe, 1987; Samson *et al.*, 1995). Néanmoins, même si les modèles sont normalement peu représentatifs des valeurs observées en milieu naturel, leur utilisation a permis d'expliquer l'influence de paramètres importants. Ainsi, les

modèles ont dégagé des facteurs pouvant intervenir sur le taux d'accumulation et d'élimination en milieu naturel; ils apportent une meilleure compréhension de ces phénomènes complexes. Le modèle de prédiction de l'accumulation démontre lui aussi que la dureté de l'eau, en interaction avec d'autres variables, influence significativement l'accumulation de Cd dans les mousses.

L'élimination de Cd accumulé dans les mousses est très lente et n'est pas influencée ni par la dureté de l'eau, ni par l'espèce choisie. Selon Claveri (1995), l'élimination se produit par l'inversion d'un gradient de diffusion lorsque le milieu n'est plus contaminé. Or, contrairement à la phase d'accumulation, les ions Ca^{++} et Mg^{++} ne font plus compétition au Cd pour les sites d'absorption dans la mousse. Les ions de la dureté de l'eau (Ca^{++} , Mg^{++}), contrairement aux ions de Cd^{++} , sont des éléments essentiels et régulés naturellement par les mousses. Dans plusieurs systèmes expérimentaux, il n'y a pas de différence significative entre les vitesses d'élimination des mousses exposées aux toxiques à différentes duretés. De plus, il n'y a pas de différence significative des vitesses d'élimination observées entre les deux espèces étudiées.

Enfin, le dernier objectif visait à comparer l'utilisation de deux espèces de mousses aquatiques. La grande dimension de la mousse *F. dalecarlica* facilite le prélèvement et son utilisation. *P. riparioides* est de petite dimension, ses tiges courtes et ramifiées ont tendance à emprisonner plus de matières étrangères, tels le sable et les roches. Ainsi, son utilisation nécessite un peu plus de soin lors des récoltes et des nettoyages avant les expériences. De plus, davantage de roches sont présentes dans les minéralisations.

Les résultats de cette étude ont démontré que *P. riparioides* accumule davantage que *F. dalecarlica*. Bien que l'accumulation soit très forte pour les deux mousses, *P. riparioides* semble plus sensible aux variations produites dans l'eau. Ainsi, nous recommandons l'utilisation de *P. riparioides* lors d'études comportant des suivis journaliers de l'accumulation, car elle permet une analyse plus fine des variations de la concentration du Cd dans l'eau. Par contre, pour des suivis comportant des prélèvements plus distants (ex.: prélèvements hebdomadaires), les deux mousses sont très performantes.

Un autre facteur du milieu naturel peut déterminer l'emploi préférentiel d'une mousse, soit sa présence dans le milieu d'étude. Lors d'étude *in vivo*, il devient intéressant de suivre l'évolution des contaminants par le dosage de mousses allochtones et autochtones. L'utilisation des mousses autochtones permet d'observer les concentrations des contaminants dans le bioindicateur par le bilan de son vécu (Mersch, 1993). L'utilisation de mousses allochtones permet principalement de choisir le site d'étude indépendamment de la répartition naturelle des mousses, de limiter l'exposition dans le temps en évaluant la contamination récente et permet la comparaison des résultats de plusieurs stations indépendantes (Mouvet, 1985; Tyler, 1990; Mersch, 1993). Ainsi, si l'utilisateur désire comparer les résultats des mousses allochtones et autochtones, il est préférable d'utiliser une mousse qui est présente dans le milieu, ce qui diminue la variabilité intraspécifique dans un même site de collecte (Claveri, 1995).

6. CONCLUSION

Cette étude démontre qu'une augmentation de la dureté diminue l'absorption de Cd par les mousses aquatiques. Cependant, une différence de la dureté inférieure à $45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 entre deux milieux d'étude ne serait pas suffisante pour influencer significativement l'accumulation de Cd dans les mousses. Ainsi, pour les utilisateurs des mousses aquatiques en tant que bioindicateur de la micropollution dans différents milieux naturels, la dureté de l'eau devrait être prise en compte lorsque les milieux comparés ont des différences de la dureté supérieures à $45 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de CaCO_3 . Au-dessus de cette valeur, certaines variations observées dans l'accumulation peuvent être dues à la dureté de l'eau, et non à la contamination du milieu. En dessous de cette valeur, les résultats en laboratoire ont démontré que les différences observées entre l'accumulation par les mousses résulteraient de fluctuations naturelles.

Néanmoins, dans les eaux naturelles, une augmentation de la dureté est souvent accompagnée d'une hausse du pH. Il se peut donc que l'inhibition de l'absorption du Cd, par compétition avec les ions Ca^{++} et Mg^{++} , soit compensée par une réaction inverse due à la diminution de la concentration d'ions H^+ dans le milieu.

En général, les mousses aquatiques ont un pouvoir accumulateur très fort, démontrant leur sensibilité même à de très faibles concentrations de Cd. Elles sont donc un excellent choix de bioindicateur. L'utilisation d'une espèce de mousse plus qu'une autre dépend des questions et réponses recherchées. Bien que l'accumulation soit très forte pour les deux mousses, *P. riparioides* semble plus sensible aux variations journalières produites dans l'eau. Les résultats de cette

étude ont démontré une accumulation supérieure pour *P. riparioides*, mais son utilisation nécessite un peu plus de manipulations pour la préparation des mousses. Pour des études comportant des prélèvements hebdomadaires, *F. dalecarlica* est tout aussi performante. Le choix d'une espèce de mousse peut se faire aussi selon sa présence dans le milieu d'étude.

7. RÉFÉRENCES

- American Society for Testing and Materials (ASTM). 1987. Annual book of ASTM standards. Philadelphia, vol. 11.04.
- American Public Health Association (APHA). 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition, APHA, Washington, D.C.
- André, B., et C. Lascombe. 1987. Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau: les sédiments et les bryophytes. *Sci. Eau* 6 (2): 225-249.
- Baudin, J.P., A. Lambrechts, et M. Pally. 1991. Utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateurs de contamination radioactive. *Hydroécol. Appl.* 2 (3): 209-240.
- Belland, R.J., et M. Favreau. 1987. The moss flora of the Gaspé Peninsula (Quebec, Canada); list of species and preliminary analysis. *Can. J. Bot.* 66: 1780-1799.
- Berryman, D. 1990. Sélection de nouveaux indicateurs de la qualité des cours d'eau du Québec. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau (rapport QE9005), Envirodoq. En900140 QE/67/1.
- Berryman, D. 1991. Mise à l'essai et comparaison de cinq traceurs de substances toxiques sur le Saint-Maurice. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau. Envirodoq . 910345; collection, QEN/QE 72/1.
- Bradley, R.W., et J.B. Sprague. 1985. The influence of pH, water hardness and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 731-736.
- Breuer, K., et A. Melzer. 1990. Heavy metal accumulation (lead and cadmium) and ion exchange in tree species of *Sphagnaceae*. 1. Main principles of heavy metal accumulation in *Sphagnaceae*. *Oecol.* 82: 461-467.
- Brown, D.H., et R.P. Beckett. 1985. Intracellular and extracellular uptake of cadmium by the moss *Rhitiadelphus squarrosus*. *Ann. Bot.(Lond.)* 55: 179-188.
- Brown, D.H., et J.M. Wells. 1990. Physiological effects of heavy metals on the moss *Rhitiadelphus squarrosus*. *Ann. Bot. (Lond.)* 66: 641-647.

- Bryan, G.W. 1983. Brown seaweed, *Fucus vesiculosus* and the gastropod *Littorina littoralis*, as indicators of trace-metal availability in estuaries. *Sci. Total Environ.* 28: 91-104.
- Caines, L.A., A.W. Watt, et D.E. Wells. 1985. The uptake and release of some trace metals by aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. *Environ. Pollut.* 10(B): 1-18.
- Campbell, P.G.C. et P.M. Stokes. 1985. Acidification and Toxicity of Metals to Aquatic Biota. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.* 42: 2034-2049.
- Claveri, B. 1995. Les bryophytes aquatiques comme traceurs de la contamination métallique des eaux continentales. Influences de différents paramètres sur l'accumulation des métaux et développement d'un Module d'Intégration de la Micropollution (M.I.M.). Thèse, Centre de Recherches Écologiques, Université de Metz, Metz, France.
- Claveri, B., E. Morhain, et C. Mouvet. 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere* 28 (11): 2001-2010.
- Conseil National de Recherches du Canada. 1979. Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. Conseil National de Recherches du Canada, publication du secrétariat de l'environnement, no. 16744, Ottawa.
- Crum, H.A., et L.E. Anderson. 1981. Mosses of eastern North America. 2th edition, Columbia University Press, New York.
- Cusimano R.F., D.F. Brakke, et G.A. Chapman. 1986. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper, and zinc to steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1497-1503.
- Demon, A.,M., De Bruin, et H.Th. Wolterbeek. 1988. The influence of pH on trace element uptake by an alga (*Scenedesmus pannonicus* subsp. Berlin) and fungus (*Aureobasidium pullulans*). *Environmental Monitoring and Assessment* 10 (2): 165-173.
- Dixon, W.J., et F.J. Massey. 1969 Introduction to statistical analysis. New-York. McGraw-Hill.
- Empain, A. 1973. La végétation bryophytique aquatique et subaquatique de la Sambre belge, son déterminisme écologique et ses relations avec la pollution des eaux. *Lajeunia* nouv. sér. 69.

- Empain, A. 1974. Relations quantitatives entre les bryophytes de la Sambre belge et leur fréquence d'émergence: distribution verticale et influence de la pollution. Bull. de la Société Royale de Botanique de Belgique 107: 361-374.
- Empain, A. 1978. Relations quantitatives entre les populations de bryophytes aquatiques et la pollution des eaux courantes. Définition d'un indice de qualité des eaux. Hydrobiologia 60 (1): 49-74.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1975. Methods for acute toxicity tests with fish, macroinvertebrates, and amphibians. Springfield, National technical information service (No EPA-660/3-75-009).
- Foulquier, L., J.P. Baudin, et A. Lambrechts. 1987. Études des phénomènes de bioconcentration des radionucléides dans un écosystème fluvial. Ann. de l'Association Belge de Radioprotection 2 (2-3): 231-246.
- Foulquier, L., et Y. Baudin-Jaulent. 1991. Transferts des radionucléides dans les écosystèmes aquatiques après Tchernobyl. Centre d'étude Nucléaires de Cadaracha, France.
- Gagnon, C., et G. Vaillancourt. 1993. Étude de la cinétique d'accumulation du cadmium par une mousse aquatique, *Fontinalis dalecarlica* Schimp. Ex. B.S.G., en laboratoire. 20^e Colloque Annuel de Toxicologie Aquatique, Québec.
- Gagnon, C., S. Bellemare, G. Vaillancourt, et L. Pazdernik. 1995. Influence de la dureté de l'eau sur la cinétique d'accumulation du cadmium par une mousse aquatique *Fontinalis dalecarlica* (Bryophyta: bryopsidae) en milieux contrôlés. 63^e Congrès de l'ACFAS, Chicoutimi.
- Gignac, L. D. 1987. La distribution des bryophytes sur des tourbières contaminées par des métaux dans la région de Sudbury, Ontario, Canada. Cryptogam., Bryolo. Lichnol. 8 (4): 339-351.
- Gill, T.S., et A. Epple. 1992. Impact of calcium on the mummichog *Fundulus heteroclitus* and the role of calcium in suppressing heavy metal toxicity. Comp. Biochem. Physiol. 101 (3): 519-523.
- Glime, J.M. 1982. Response of *Fontinalis hypnoides* to seasonal temperature variations. J. Hattori Bot. Lab. 53: 181-193.
- Goulet, M., et D. Laliberté. 1982. Métaux: contamination du milieu aquatique au Québec méridional. Ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux, Québec, Envirodoq, ND-83-0017.

- Gratton, L., et C. Dubreuil. 1990. Portrait de la végétation et de la flore du Saint-Laurent. Direction de la conservation et du patrimoine écologique, MENVIQ.
- Harrison, G.I., P.G.C. Campbell et A. Tessier. 1986. Effects of pH changes on zinc uptake by *Chlamydomonas variabilis* grown in batch culture. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 687-693.
- Hébrard, J.P., L. Foulquier, et A. Grauby. 1968. Aperçu sur les modalités de la contamination d'une mousse dulcicole, *Plathyhypnidium riparioides* (Hedw.) Dix. par le césium-137 et le strontium-90. Rev. Bryol. Lichénol. 36 (1-2): 219-242.
- Hébrard, J.P., L. Foulquier, et A. Grauby. 1972. L'utilisation d'une mousse terrestre (*Grimmia orbicularis* Bruch) comme indicateur de la présence de manganèse-54, de césium-137 et de strontium-90. Radioprotection 17 (3): 159-177.
- Jackson, P.P., N.J. Robinson, et B.A. Whitton. 1991. Low molecular weight metal complexes in the freshwater moss *Rhynchostegium riparioides* exposed to elevated concentrations of Zn, Cu, Cd and Pb in the laboratory and field. Environ. Exp. Bot. 31: 359-366.
- Kelly, M.G., C. Girton, et B.A. Whitton. 1987. Use of moss-bags for monitoring heavy metals in rivers. Water Res. 21 (11): 1429-1987.
- Kinkade, M.L., et H.E. Erdman. 1975. The influence of hardness components calcium and magnesium in water on the uptake and concentration of cadmium in a simulated fresh water ecosystem. Environ. Res. 10(2): 308-313.
- Le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1989. Recommandation pour la qualité des eaux au Canada, Direction de la qualité des eaux. Environnement Canada, Ottawa.
- Lepp, N.W., et M.J. Roberts. 1977. Some effects of Cadmium on Growth of Bryophytes. Bryologist. 80: 533-536.
- Lymburner, D.B. 1974. Environmental contaminants inventory study no.2: the production, use and distribution of cadmium in Canada. Environnement Canada, Burlington, Ontario (Rapport 39).
- Marigomez, J.A., et M.P. Ireland. 1989. Accumulation, distribution and loss of cadmium in the marina prosobranch *Littorina littorirea* (L.). Sci. Total Environ. 78: 1-12.

- Markich, S. J., et R. A. Jeffree. 1994. Absorption of divalent trace metals as analogues of calcium by australian freshwater bivalves: An explanation of how water hardness reduces metal toxicity. *Aquat. Toxicol.* 19: 257-290.
- Mersch, J. 1993. Modalités d'utilisation de la moule zébrée *Dreissena polymorpha* en tant qu'indicateur biologique de la contamination des écosystèmes d'eau douce par les métaux lourds. Comparaison avec un autre type d'organismes sentinelles, les mousses aquatiques. Thèse, Centre de Recherches Écologiques, Université de Metz, Metz, France.
- Mersch, J., N. Dubost, et J. C. Pihan. 1993a. Comparaison de plusieurs supports analytiques inertes et biologiques pour apprécier la contamination métallique de la retenue du site électronucléaire de Cattenom, France. *Ann. Limnol.* 29 (3-4): 325-337.
- Mersch, J., et L. Johansson. 1993. Transplanted aquatic mosses and freshwater mussels to investigate the trace metal contamination in the rivers Meurthe and Plaine, France. *Environ. Technol.* 14: 1027-1036.
- Mersch, J., E. Morhain, et C. Mouvet. 1993b. Laboratory accumulation and depuration of copper and cadmium in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* and the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere* 27 (8): 1475-1485.
- Mersch, J., et J.C. Pihan. 1993. Simultaneous assessment of environmental impact on condition and trace metal availability in zebra mussels *Dreissena polymorpha* transplanted into the Wiltz river, Luxembourg: Comparison with aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25 (3): 353-364.
- Miller, T.C., et W.C. Mackay. 1980. The effects of hardness, alkalinity and pH of test water on the toxicity of copper to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Res.* 14: 129-133.
- Moriarty, F. 1983. *Ecotoxicology: The study of pollutants in ecosystems*. Academic Press, London.
- Mount, D I. 1966. The effect of total hardness and pH on acute toxicity of zinc to fish. *Air Wat. Pollut. Int. J.* 10: 49-56.
- Mouvet, C. 1980. Pollution de l'Amblève par les métaux lourds, en particulier le chrome: dosage dans les eaux et les bryophytes aquatiques. *Tribune du*

- Cebedeau (Centre Belge d'étude et de Documentation des eaux et de l'air) 33: 527-538.
- Mouvet, C. 1983. 5^{èmes} journées scientifiques et techniques. L'eau, la recherche, l'environnement. Sous thème: Les végétaux. Collection Recherche Environnement 22: 115-119.
- Mouvet, C. 1985. The use of aquatic bryophytes to monitor heavy metals pollution of freshwater as illustrated by case studies. App. Limnol., 2, Toxicity (Verein Limnol.) 2420-2425.
- Mouvet, C., M. Galoux, et A. Bernes. 1985. Monitoring of polychlorinated biphenyls (PBCs) and hexachlorocyclohexanes (HCH) in freshwater using the aquatic moss *Cinclidotus danubicus*. Sci. Total Environ. 44: 253-267.
- Mouvet, C. 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Laboratoire d'Écologie, Univ. Metz.
- Mouvet, C., P. Cordebar, et B. Gallissot. 1986 (a). Évaluation de rejets de micropolluants minéraux (métaux lourds) et organiques (organochlorés) par dosages dans les mousses aquatiques. L'impact des activités humaines sur les eaux continentales. Question 111, (rapport no. 5).
- Mouvet, C., E. Pattée, et P. Cordebar. 1986 (b). Utilisation des mousses aquatiques pour l'identification et la localisation précise de sources de pollution métallique multiforme. Acta Oecol. 7(1): 77-91.
- Mouvet, C., P. Cordebar, B. Gallissot, et P. Roger. 1986 (c). Use of aquatic mosses to monitor micropollutants such as cadmium and PCBs, laboratory and field results. Proc. 2nd international Conference on Environmental Contamination, Amsterdam, sept, 114-119.
- Mouvet, C. 1987. Accumulation et relargage de plomb, zinc, cadmium, chrome et cuivre par des mousses aquatiques en milieu naturel et au laboratoire. Rapport de l'agence de Rhône-Méditerranée-Corse, 31 rue Jules Guesde, F-69310 Pierre-Bénite.
- Mouvet, C, P. Cordebar, et B. Gallissot. 1988. Évaluation de rejets de micropolluants minéraux (métaux lourds) et organiques (organochlorés) par des dosages dans les mousses aquatiques. Société Hydrotechniques de France. Question 111, rapport 5.
- Mouvet, C. 1991. Métaux lourds et mousses aquatiques, standardisation des aspects analytiques. Service géologique national, France.

- Mouvet, C., E. Morhain, C. Sutter, et N. Couturieux. 1993. Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. *Water Air Soil Pollut.* 66, 333-348.
- Norusis, M.J. 1983. Introductory statistics guide, SPSSX. Illinois McGraw-Hill.
- O'Shea, T.A., et K.H. Mancy. 1978. The effect of pH and hardness metal ions on the competitive interaction between trace metal ions and inorganic and organic complexing agents found in waters. *Water Res.* 12: 703-711.
- PagenKopf, G. K. 1983. Gill surface interaction model for trace metal toxicity to fishes: role of complexation, pH and water hardness. *Environ. Sci. Technol.* 17: 342-347.
- Pazdernik, L., et S. Bourgoing, 1994. Influence de la dureté de l'eau sur l'accumulation du cadmium chez *Fontinalis dalecarlica*. 21st Annual Aquatic Toxicity Workshop, Sarnia, Ontario.
- Peterson, H.G., F.P. Healy, et R. Wagemann. 1984. Metal toxicity to alga: a highly pH dependant phenomenon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 974-979.
- Pickering, D.C., et I.L. Puia. 1969. Mechanism for the uptake of zinc by *Fontinalis antipyretica*. *Physiol. Plant.* 22: 653-661.
- Robinson, W.E., et Ryan, D.K. 1986. Metal interactions within the kidney, gill, and digestive gland of the hard clam, *Mercenaria Mercenaria*, following laboratory exposure to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15: 23-30.
- Samson, G., G. Vaillancourt, et L. Pazdernik. 1994. Étude in vitro de la cinétique d'accumulation et d'élimination de deux bryophytes: *Fontinalis dalecarlica* et *Platyhypnidium riparioides*. 62^e Congrès de l'ACFAS, Montréal.
- Samson, G., G. Vaillancourt, et L. Pazdernik. 1995. The kinetics of cadmium bioaccumulation by two aquatic mosses indigenous to Québec. WM95, "HLW, LLW, mixed wastes and environmental restoration - Working towards a cleaner environment". Tucson, CD-ROM Acta.
- Samson, G. 1995. Performance des mousses aquatiques *Fontinalis dalecarlica* Schimp. ex. B.S.G. et *Platyhypnidium riparioides* (Hedw) Dix. à titre d'indicateur biologique de la pollution des eaux. Mémoire, Université du Québec à Trois-Rivières.
- Satake, K., et K. Miyasake. 1984. Evidence of high mercury accumulation in the cell wall of the liverwort *Jungermannia vulcanicola* Steph. to form particles of a mercury-sulfur compound. *J. Bryol.* 13: 101-105.

- Say, P.J., et B.A. Whitton. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses: *Fontinalis antipyretica* Hedw. *Hydrobiologia* 100: 245-260.
- Say, P.J., J.P.C. Harding, et B.A. Whitton. 1981. Aquatic mosses as monitors of heavy metal contamination in the river Etherow Great Britain. *Environ. Pollut.* 2 (B): 295-307.
- Schenck, R.C., A. Tessier, et P.G.C. Campbell. 1988. The effect of pH on iron and manganese uptake by a green alga. *Limnol. Oceanogr.* 33 (4, part 1): 538-550.
- Scherrer B. 1984. Biostatistique. Gaetan Morin éditeur, Boucherville, Québec.
- Shacklette, H.T. 1984. The use of aquatic bryophytes in prospecting. *J. Geochem. Explorations* 21: 89-93.
- Sigwalt, P. 1986. Accumulation et relargage de métaux lourds par des bryophytes aquatiques en milieu naturel et en laboratoire. D.A.A., Ensaia Nancy, Laboratoire d'Ecologie, Université de Metz, 1 Rue des Récollets, F57000 Metz.
- Tessier, L., Vaillancourt, G., et Pazdernik, L. 1992. Comparaison de la capacité de bioaccumulation du mercure entre le gastéropode de faible longévité *Viviparus georgianus* (Lea) et le pélecypode *Elliptio complanata* (Lightfoot) dans l'estuaire d'eau douce du Saint-Laurent. *Water Pollut. Res. J. Can.* 27 (4): 773-785.
- Tessier, L., Vaillancourt, G., et Pazdernik, L. 1994. Comparative study of cadmium and mercury kinetics between the short-lived gastropod *Viviparus georgianus* (Lea) and the pelecypod *Elliptio complanata* (Lightfoot), under laboratory conditions. *Environ. Pollut.* 85: 271-282.
- Tessier, L., Vaillancourt, G., et Pazdernik, L. 1995. Laboratory study of Cd and Hg uptake by two freshwater molluscs in relation to concentration, age and exposure time. *Water Air Soil Pollut.* 84: 1-11.
- Thain, J.E. 1984. Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata*: acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure. *Mar. Environ. Res.* 12: 285-309.
- Tyler, G. 1990. Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 231-253.
- Vaillancourt, G., et Lachance, S. 1994. Performances de biocapteurs aquatiques dans la mesure de substances inorganiques et organiques dans le fleuve Saint-Laurent (Québec). *Pol. Arch. Hydrobiol.* 41: 63-78.

- Wehr, J. D. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic bryophytes in streams and rivers in Northern England. Thèse de Doctorat, (Ph. D.) University of Durham, Durham, England.
- Wehr, J. D., et B. A. Witton. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 2: *Rhynchostegium riparioides*. *Hydrobiologia* 100: 261-284.
- Wehr, J.E., A. Empain, C. Mouvet, P.J.Say, et B.A.Whitton. 1983. Methods for processing aquatic mosses used as monitors of heavy metals. *Water Res.* 17 (9): 985-992.
- Wells, J.M., et D.H. Brown. 1987. Factors affecting the kinetics of intra-extracellular cadmium uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. *New Phytol.* 105: 123-137.
- Wells, J.M., et D.H. Brown. 1990. Ionic control of intracellular and extracellular Cd uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. *New Phytol.* 116: 541-553.
- Whitton, B.A., P.J. Say et B.P. Jupp. 1982. Accumulation of zinc, cadmium and lead by the aquatic liverwort *Scapania*. *Environ. Pollut.* 2: 299-316.
- Wright, D.A., P.M. Welbourn. 1994. Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxical effetc on biota. *Environ. Rev.* 2: 187-214.
- Wurts, W. A., et P. W. Perschbacher. 1994. Effects of bicarbonate alkalinity and calcium on the acute toxicity of copper to juvenile channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture* 125; 73-79.
- Zar, J.H. 1974. Biostatistical analysis. Englewood Cliffs, New-Jersey, Prentice-Hall Inc.

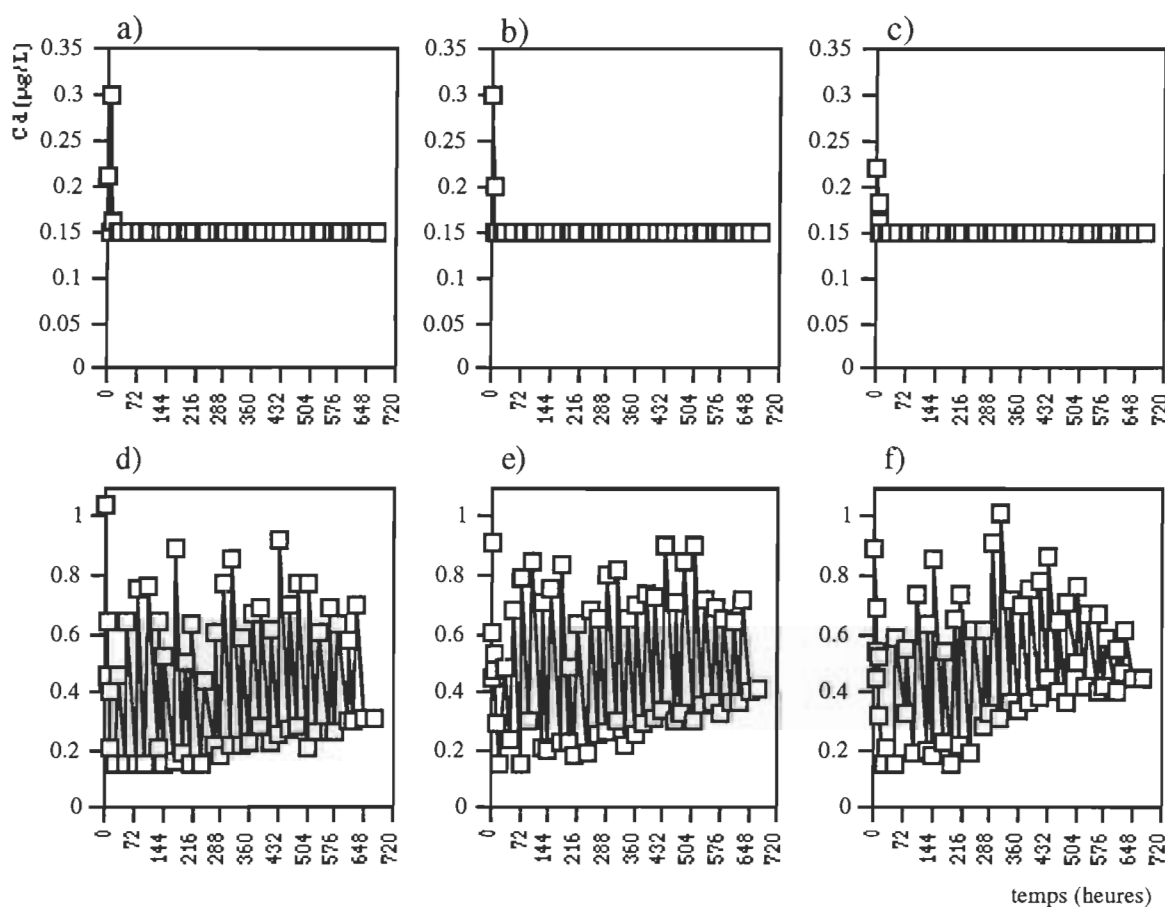
ANNEXE 1: Dosages de Cd dans l'eau mesurés par Pluritec Inc. et l'U.Q.T.R.

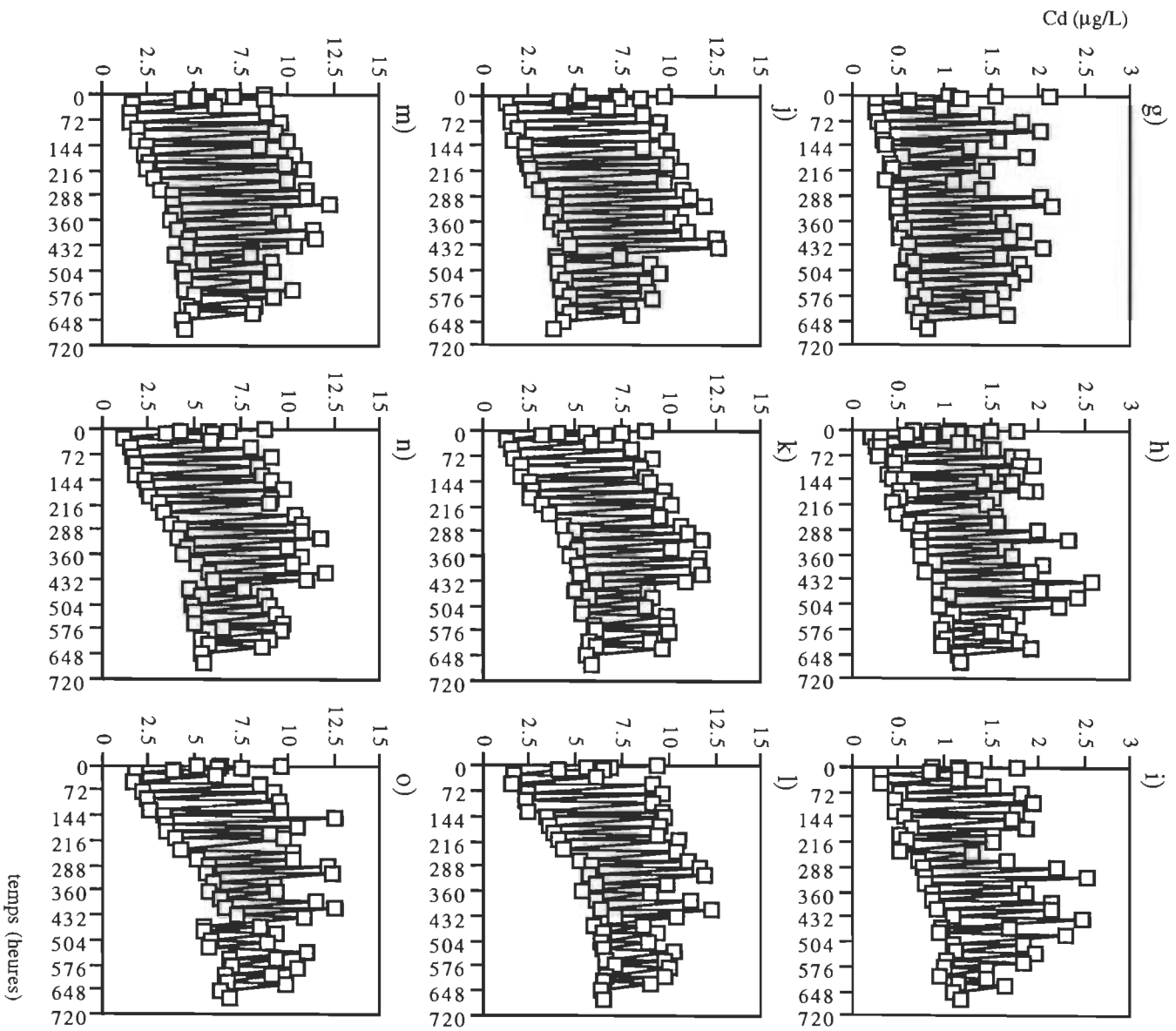
	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.
	eau très douce		eau douce		eau dure	
témoin						
Temps (heures)	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
0	0,31	0,21	0,24	0,30	0,21	0,22
3	0,50	< 0,15	< 0,15	0,20	< 0,15	0,16
6	0,27	0,30	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
24	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
48	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
75	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
96	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
172	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
192	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
240	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,17	< 0,15
336	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
384	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
432	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
528	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
576	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15
0,8 µg/L						
0	1,08	1,04	0,96	0,91	0,87	0,89
3	1,20	0,43	0,39	0,45	0,47	0,45
6	0,67	0,46	0,57	0,53	0,56	0,54
24	0,15	< 0,15	0,16	< 0,15	0,19	< 0,15
48	0,13	< 0,15	< 0,15	0,24	0,17	< 0,15
75	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	< 0,15	0,33
96	0,17	< 0,15	0,19	0,30	< 0,15	0,19
172	< 0,15	0,16	0,17	0,23	0,26	0,23
192	0,17	0,19	0,19	0,23	0,17	< 0,15
240	0,18	< 0,15	0,36	0,19	0,34	0,19
336	0,24	0,22	0,30	0,22	0,43	0,37
384	0,20	0,28	0,27	0,29	0,32	0,37
432	0,21	0,25	0,27	0,34	0,44	0,45
528	0,28	0,26	0,38	0,36	0,45	0,42
576	0,30	0,26	0,39	0,33	0,56	0,42

	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.
	eau très douce		eau douce		eau dure	
	2 µg/L					
Temps (heures)	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
0	2,24	2,13	1,47	1,49	1,79	1,77
3	< 0,15	1,06	0,73	0,68	1,15	0,86
6	1,30	1,16	1,52	1,30	1,18	1,15
24	0,27	0,27	0,33	0,21	0,34	0,31
48	0,31	0,27	0,30	0,26	0,32	0,32
75	0,25	0,28	0,28	0,29	0,40	0,53
96	0,38	0,34	0,41	0,44	0,45	0,46
172	0,37	0,54	0,48	0,51	0,67	0,64
192	0,44	0,41	0,53	0,53	0,63	0,52
240	0,50	0,37	0,63	0,49	0,73	0,53
336	0,56	0,48	0,72	0,75	0,95	0,79
384	0,52	0,58	0,83	0,90	0,79	0,88
432	0,64	0,61	0,88	0,94	1,09	1,09
528	0,60	0,67	0,11	1,10	1,12	1,12
576	0,80	0,79	1,00	0,97	0,19	0,99
	10 µg/L					
0	10,14	9,78	8,43	8,77	8,32	9,45
3	4,95	5,20	3,96	4,13	5,55	5,60
6	6,87	7,39	6,68	7,53	6,88	6,89
24	1,83	1,36	1,69	1,35	2,17	1,73
48	1,43	1,57	1,42	1,53	1,70	1,52
75	1,58	1,57	1,67	1,71	2,12	2,51
96	1,90	1,98	2,24	2,10	2,59	2,39
172	2,35	2,29	3,25	2,74	4,19	3,58
192	2,51	2,46	3,04	2,64	3,83	3,79
240	2,91	2,76	3,74	3,66	4,82	4,36
336	4,54	3,99	4,23	5,08	5,79	6,18
384	4,36	4,22	5,34	5,11	5,93	6,06
432	5,03	4,77	6,58	6,17	7,33	7,19
528	5,20	4,50	7,42	5,35	7,42	6,45
576	4,64	4,72	5,91	6,07	6,77	7,07

	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.	Pluritec	U.Q.T.R.
	eau très douce		eau douce		eau dure	
	10 µg/L (réplicat)					
Temps (heures)	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
0	8,29	8,82	8,36	8,79	8,71	9,63
3	5,36	5,21	4,23	4,25	4,31	5,07
6	6,62	7,10	6,91	6,93	6,37	6,31
24	2,40	1,67	1,72	1,25	2,24	1,83
48	1,38	1,55	1,37	1,52	1,87	1,68
75	1,66	1,64	1,59	1,74	2,33	2,25
96	2,08	1,91	2,05	1,89	2,60	2,45
172	2,51	2,30	2,91	2,49	3,93	3,48
192	2,64	2,57	2,99	2,65	3,65	3,46
240	3,07	2,85	3,50	3,40	4,87	4,22
336	4,48	4,01	4,23	4,67	6,12	6,05
384	4,23	4,13	4,95	5,07	6,19	6,39
432	5,01	4,62	5,79	5,95	6,92	7,20
528	4,95	4,52	5,59	4,94	7,46	5,78
576	5,02	5,00	5,63	6,51	6,76	6,99

ANNEXE 2. Évolution des concentrations de Cd dans l'eau lors de la phase d'accumulation pour les témoins a) en eau très douce, b) douce, c) dure; systèmes contaminés à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d) en eau très douce, e) douce, f) dure; contaminés à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ g) en eau très douce, h) douce, i) dure; contaminés à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ j) en eau très douce, k) douce, l) dure; réplicat à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ m) en eau très douce, n) douce, o) dure.





ANNEXE 3. Tests de covariance pour *F. dalecarlica* afin de comparer les vitesses d'accumulation de Cd (n=2).

Systèmes			F	Probabilité
témoin				
très douce	vs	douce	7,31	p < 0,01
très douce	vs	dure	1,02	NS
douce	vs	dure	11,89	p < 0,001
0,8 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	7,14	p < 0,01
très douce	vs	dure	33,77	p < 0,0001
douce	vs	dure	8,04	p < 0,01
2 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	0,41	NS
très douce	vs	dure	4,49	p < 0,05
douce	vs	dure	4,79	p < 0,05
10 µg•L ⁻¹ (réplicats unis)				
très douce	vs	douce	87,37	p < 0,0001
très douce	vs	dure	165,40	p < 0,0001
douce	vs	dure	32,27	p < 0,0001
10 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	très	0,03	NS
douce				
très douce	vs	douce	83,11	p < 0,0001
très douce	vs	douce	31,43	p < 0,0001
très douce	vs	dure	74,30	p < 0,0001
très douce	vs	dure	134,37	p < 0,0001
très douce	vs	douce	67,19	p < 0,0001
très douce	vs	douce	27,85	p < 0,0001
très douce	vs	dure	59,12	p < 0,0001
très douce	vs	dure	98,05	p < 0,0001
douce	vs	douce	3,29	NS
douce	vs	dure	0,21	NS
douce	vs	dure	26,92	p < 0,0001
douce	vs	dure	18,37	p < 0,0001
douce	vs	dure	81,91	p < 0,0001
dure	vs	dure	1,90	NS

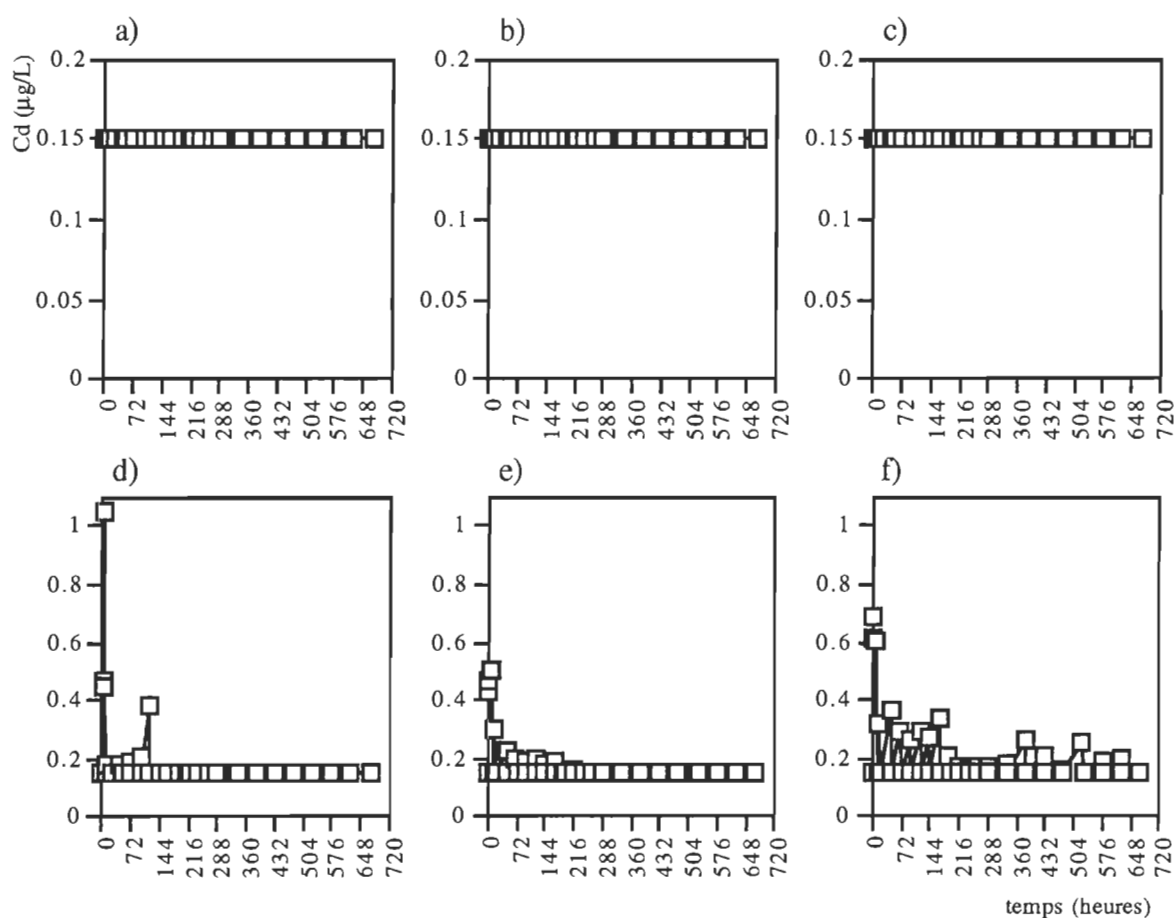
NS= p > 0,05

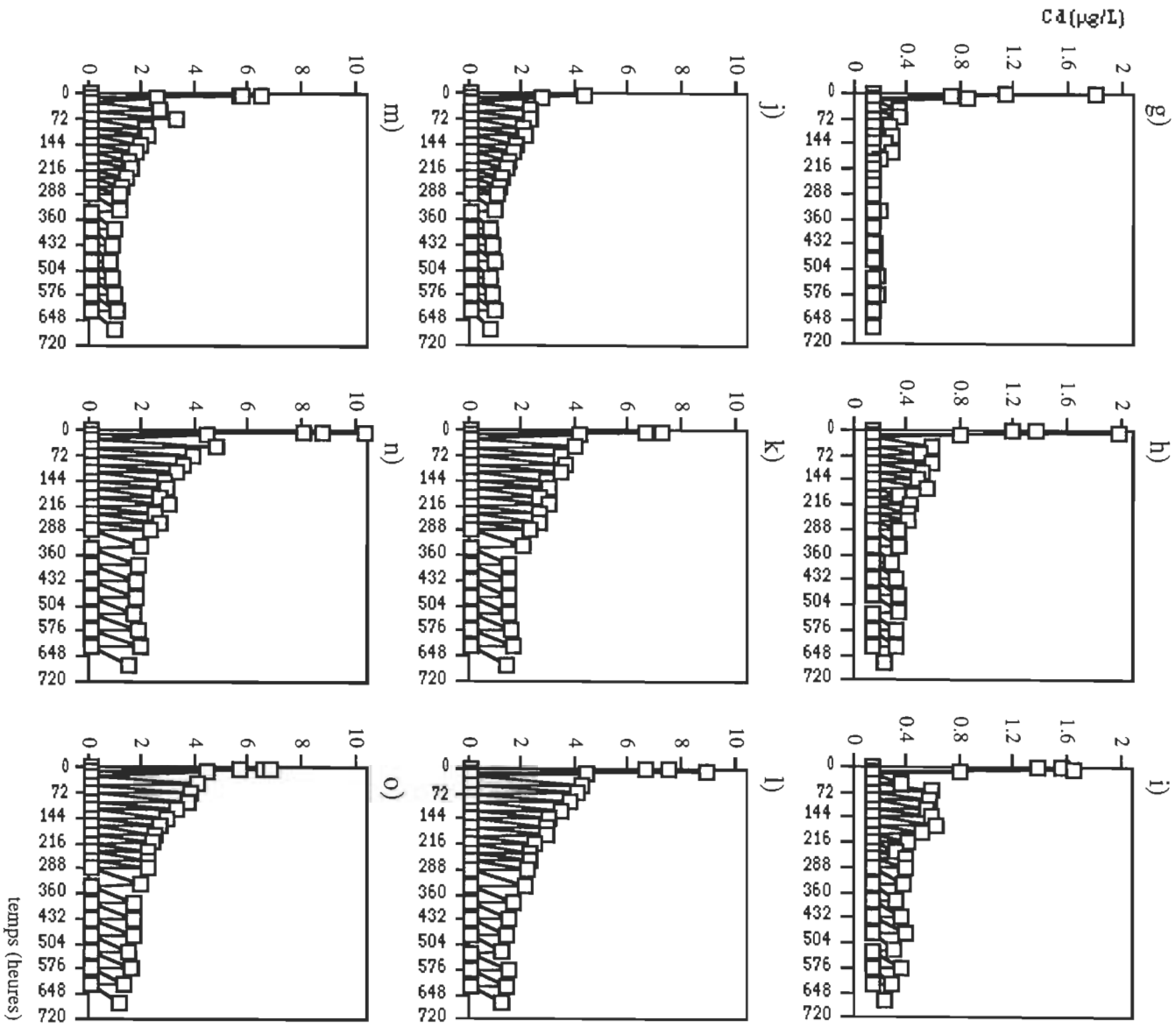
ANNEXE 4. Tests de covariance pour *P. riparioides* afin de comparer les vitesses d'accumulation de Cd (n=2).

Systèmes			F	Probabilité
témoin				
très douce	vs	douce	0,17	NS
très douce	vs	dure	15,83	p < 0,0001
douce	vs	dure	16,79	p < 0,0001
0,8 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	0,30	NS
très douce	vs	dure	16,16	p < 0,0001
douce	vs	dure	6,93	p < 0,01
2 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	11,33	p < 0,001
très douce	vs	dure	28,61	p < 0,0001
douce	vs	dure	3,27	NS
10 µg•L ⁻¹ (réplicats unis)				
très douce	vs	douce	19,44	p < 0,0001
très douce	vs	dure	61,18	p < 0,0001
douce	vs	dure	20,91	p < 0,0001
10 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	très douce	6,08	p < 0,05
très douce	vs	douce	55,80	p < 0,0001
très douce	vs	douce	11,36	p < 0,001
très douce	vs	dure	27,67	p < 0,0001
très douce	vs	dure	148,43	p < 0,0001
très douce	vs	douce	10,20	p < 0,01
très douce	vs	douce	0,04	NS
très douce	vs	dure	3,58	NS
très douce	vs	dure	55,93	p < 0,0001
douce	vs	douce	5,55	p < 0,05
douce	vs	dure	0,02	NS
douce	vs	dure	30,34	p < 0,0001
douce	vs	dure	5,86	p < 0,05
douce	vs	dure	62,23	p < 0,0001
dure	vs	dure	25,88	p < 0,0001

NS= p > 0,05

ANNEXE 5. Évolution des concentrations de Cd dans l'eau lors de la phase d'élimination pour les témoins a) en eau très douce, b) douce, c) dure; systèmes contaminés auparavant à $0,8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ d) en eau très douce, e) douce, f) dure; contaminés auparavant à $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ g) en eau très douce, h) douce, i) dure; contaminés auparavant à $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ j) en eau très douce, k) douce, l) dure; réplicat de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ m) en eau très douce, n) douce, o) dure.





ANNEXE 6. Tests de covariance pour *F. dalecarlica* afin de comparer les vitesses d'élimination de Cd (n=2).

Systèmes			F	Probabilité
témoin				
très douce	vs	douce	2,12	NS
très douce	vs	dure	6,81	p < 0,05
douce	vs	dure	2,55	NS
0,8 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	0,01	NS
très douce	vs	dure	1,58	NS
douce	vs	dure	0,78	NS
2 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	0,09	NS
très douce	vs	dure	0,25	NS
douce	vs	dure	0,08	NS
10 µg•L ⁻¹ (réplicats unis)				
très douce	vs	douce	5,25	p < 0,05
très douce	vs	dure	14,20	p < 0,001
douce	vs	dure	0,69	NS
10 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	très douce	8,96	p < 0,01
très douce	vs	douce	1,06	NS
très douce	vs	douce	0,08	NS
très douce	vs	dure	2,46	NS
très douce	vs	dure	2,51	NS
très douce	vs	douce	11,74	p < 0,001
très douce	vs	douce	5,53	p < 0,05
très douce	vs	dure	16,27	p < 0,0001
très douce	vs	dure	16,64	p < 0,0001
douce	vs	douce	10,76	p < 0,01
douce	vs	dure	0,01	NS
douce	vs	dure	0,04	NS
douce	vs	dure	0,99	NS
douce	vs	dure	1,47	NS
dure	vs	dure	2,51	NS

NS= p > 0,05

ANNEXE 7. Tests de covariance pour *P. riparioides* afin de comparer les vitesses d'élimination de Cd (n=2).

Systèmes			F	Probabilité
témoin				
très douce	vs	douce	14,03	p < 0,001
très douce	vs	dure	3,08	NS
douce	vs	dure	1,75	NS
0,8 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	13,71	p < 0,001
très douce	vs	dure	22,94	p < 0,0001
douce	vs	dure	0,01	NS
2 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	douce	16,76	p < 0,0001
très douce	vs	dure	28,79	p < 0,0001
douce	vs	dure	0,01	NS
10 µg•L ⁻¹ (réplicats unis)				
très douce	vs	douce	2,78	NS
très douce	vs	dure	0,21	NS
douce	vs	dure	4,30	NS
10 µg•L ⁻¹				
très douce	vs	très douce	0,36	NS
très douce	vs	douce	2,11	NS
très douce	vs	douce	8,76	p < 0,01
très douce	vs	dure	1,64	NS
très douce	vs	dure	14,69	p < 0,0001
très douce	vs	douce	7,28	p < 0,01
très douce	vs	douce	0,52	NS
très douce	vs	dure	11,34	p < 0,01
très douce	vs	dure	0,49	NS
douce	vs	douce	0,84	NS
douce	vs	dure	1,16	NS
douce	vs	dure	5,78	p < 0,05
douce	vs	dure	0,75	NS
douce	vs	dure	11,35	p < 0,001
dure	vs	dure	0,69	NS

NS= p > 0,05

ANNEXE 8. Sommaire expérimental.

- EXPÉRIENCE À DURETÉS VARIABLES, ALCALINITÉ ET pH STABLES

- Quatre concentrations de Cd (témoin, 0,8, 2, 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, avec réplicat de la concentration de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).
- Trois duretés différentes (10-15, 40-50 et 80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3), une alcalinité constante (80-100 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3) et un pH constant (7,30).
- Deux espèces de mousses aquatiques (10,8 Kg de mousses humides).
- Quinze systèmes expérimentaux: Témoin, 0,8, 2, 10 et réplicat de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd en eau très douce; témoin, 0,8, 2, 10 et réplicat de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd en eau douce; témoin, 0,8, 2, 10 et réplicat de 10 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de Cd en eau dure.

Phase d'accumulation

- Minéralisations de mousses aquatiques (dosées par spectromètre d'absorption atomique à flamme); 20 temps de dosages * 2 espèces de mousses * 3 réplicats * 15 systèmes = 1 800 minéralisations.
- Titrages de la dureté de l'eau; 19 temps de dosages * 2 réplicats de titrages au minimum * 15 systèmes = 570 titrations.
- Titrages de l'alcalinité de l'eau; 19 temps de dosages * 2 réplicats de titrages au minimum * 15 systèmes = 570 titrations.
- Mesures du pH, de la température, de la conductivité et du pourcentage d'oxygène dissous; 4 paramètres * 20 temps de dosages * 15 systèmes = 1200 mesures ainsi que 136 corrections de pH.
- Mesures et dosages des réajustements de la concentration de Cd dans l'eau (spectromètre d'absorption atomique muni d'un four au graphite); 885 dosages.

- Eau reconstituée en laboratoire; 3 225 litres.

Phase d'élimination

- Minéralisations de mousses aquatiques (dosées par spectromètre d'absorption atomique à flamme); 20 temps de dosages * 2 espèces de mousses * 3 réplicats * 15 systèmes = 1 800 minéralisations.
- Titrages de la dureté de l'eau; 3 bassins de réserve * 21 temps de dosages * 2 réplicats de titrages au minimum = 126 titrations ainsi que 90 titrations effectuées directement dans les aquariums.
- Titrages de l'alcalinité; 3 bassins de réserve * 21 temps de dosages * 2 réplicats de titrages au minimum = 126 titrations ainsi que 90 titrations effectuées directement dans les aquariums.
- Mesures du pH, de la température, de la conductivité et du pourcentage d'oxygène dissous; 4 paramètres * 3 bassins de réserve * 21 temps de dosages = 252 mesures dans les bassins; 4 paramètres * 24 temps de dosages * 15 systèmes = 1 440 mesures dans les aquariums ainsi que 37 corrections de pH.
- Mesures de la concentration de Cd dans l'eau et dosages de Cd éliminé (spectromètre d'absorption atomique muni d'un four au graphite); 423 dosages.
- Eau reconstituée en laboratoire; 7 875 litres.